



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS  
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**EFEITO DA RELAÇÃO SUBSTRATO/INÓCULO NA  
PARTIDA DE REATOR ANAERÓBIO PARA DIGESTÃO  
DE RESÍDUOS ALIMENTARES**

**JAMILE MACHADO HALLAM**

São Leopoldo, Fevereiro de 2016.



JAMILE MACHADO HALLAM

**EFEITO DA RELAÇÃO SUBSTRATO/INÓCULO NA  
PARTIDA DE REATOR ANAERÓBIO PARA DIGESTÃO DE  
RESÍDUOS ALIMENTARES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

**Orientador:** Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

**Banca examinadora:** Prof. Dr. Airton Kunz  
Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia

São Leopoldo, Fevereiro de 2016.

H182e Hallam, Jamile Machado.  
Efeito da relação substrato/inóculo na partida de reator anaeróbico para digestão de resíduos alimentares / Jamile Machado Hallam. – 2016.  
99 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2016.  
“Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda.”

1. Digestão anaeróbia. 2. Ácidos graxos voláteis. 3. Relação substrato/inóculo. 4. Resíduo de alimentos. 4. Lodo anaeróbico. I. Título.

CDU 628.4

**JAMILE MACHADO HALLAM**

**“EFEITO DA RELAÇÃO SUBSTRATO/INÓCULO NA  
PARTIDA DE REATOR ANAERÓBIO PARA DIGESTÃO DE  
RESÍDUOS ALIMENTARES”**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração: Gerenciamento de Resíduos, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Aprovada em 26 de fevereiro de 2016



Prof. Dr. Luís Alcides Schiavo Miranda  
Orientadora - UNISINOS

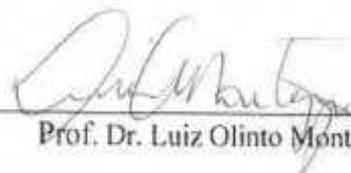


Prof.ª Dr.ª Luciana Paulo Gomes  
Coordenadora do PPGEC - UNISINOS

**BANCA EXAMINADORA**



Prof. Dr. Ailton Kunz –UNIOESTE-PR  
(participação por webconferência)



Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia – UFRGS/IPH



“Sem saber que era impossível, foi lá e fez”.  
Jean Cocteau



## AGRADECIMENTOS

Posso considerar-me uma pessoa de sorte, pois ao longo de minha vida, sempre tive pessoas cheias de amor para compartilharem comigo as mais diversas aventuras. Esta vitória não seria possível sem o apoio, esforço e dedicação de algumas pessoas das mais variáveis formas, seja apenas com palavras e gestos de incentivo, ou ao meu lado pegando junto nas coletas e ensaios.

Nunca conseguirei expressar toda a minha gratidão ao agora Engenheiro Civil Rafael Raimondi, por toda responsabilidade e profissionalismo com os quais abraçou este trabalho tal qual fosse seu. Tenho certeza que teu futuro será brilhante e cheio de sucesso, pois eles serão o merecido reconhecimento de todo teu esforço.

Todo o meu infinito amor e gratidão à minha mãe Carmen Maria Porto Machado, por toda dedicação e pelo apoio incondicional que nunca me faltaram ao longo da minha vida. Ao meu noivo Gustavo da Silva Leal, pela parceria de todas as horas, por sonhar meus sonhos, por segurar a minha mão e simplesmente me fazer sentir gigante e capaz de enfrentar todos os obstáculos. Todos os meus esforços e sucessos sempre serão pra vocês e por vocês. É por vocês que a vida vale a pena, Obrigada, mil vezes obrigada.

Às minhas irmãs de coração Angelita Cristiane Sául e Rosela Tworkowski Vanelli por existirem e serem sempre exemplos do que de melhor o ser humano pode ser. Amo muito vocês.

Meus agradecimentos ao meu orientador, Professor Dr Luis Alcides Schiavo Miranda, pela oportunidade concedida, enxergando em mim, todos os sonhos e a determinação que trouxe comigo no primeiro dia que entrei na sua sala. Obrigada pela paciência e tranquilidade com meus medos e inseguranças.

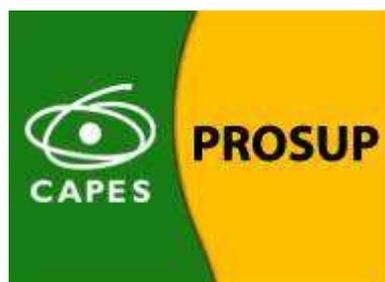
Obrigada também à colega e querida amiga Bárbara Jiordani, com quem compartilhei também aulas, trabalhos, caronas, almoços, choros, desabafos e agora também esta conquista. Levo desse mestrado a tua amizade e uma grande alegria de ter convivido estes dois anos contigo.

Às parceiras, que tanto me farão falta, do Laboratório de saneamento ambiental da Unisinos, Aimeé Reis da Silva, Caroline Lobato, Cláudia Kohl e Daiane Padilha, com quem compartilhei tantas angústias e tantas risadas. Muito obrigada pela ajuda e por aguentarem os agradáveis aromas produzidos pelo meu experimento.

À direção do Semaef, pela compreensão com minhas ausências, e pelo suporte na realização das análises. Aos colegas de trabalho, por toda ajuda, seja com uma carona, com uma mão nas análises, ou apenas com alguma palavra de apoio e incentivo.

E finalmente e não menos importante, a todos os amigos, familiares, professores e colegas que estiveram presentes nesta caminhada, torcendo por mim. Cada um a seu modo, me ajudou a realizar este sonho e hoje merecem todos os meus agradecimentos.

## **FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA**



**PROGRAMA DE SUPORTE À PÓS-GRADUAÇÃO DE INSTITUIÇÕES DE ENSINO PARTICULARES (PROSUP)**



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>23</b>
1.1	JUSTIFICATIVA	24
1.2	PROBLEMA E HIPÓTESES DE PESQUISA	25
1.3	OBJETIVOS	25
1.3.1	<i>Objetivo geral</i>	25
1.3.2	<i>Objetivos específicos</i>	25
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>27</b>
2.1	RESÍDUO SÓLIDO URBANO	27
2.1.1	<i>Fração Orgânica de Resíduos Sólidos</i>	27
2.1.2	<i>Tratamento de resíduos</i>	29
2.2	DIGESTÃO ANAERÓBIA	31
2.2.1	<i>Etapas da Digestão Anaeróbia</i>	32
2.3	INTERAÇÃO E INTERFERENTES NO PROCESSO	36
2.3.1	<i>Temperatura</i>	36
2.3.2	<i>pH</i>	38
2.3.3	<i>Alcalinidade</i>	39
2.3.4	<i>Ácidos Graxos Voláteis</i>	41
2.3.5	<i>Carga de Alimentação</i>	43
2.3.6	<i>Inóculo e Partida do Reator</i>	44
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>48</b>
3.1	PLANEJAMENTO DE EXPERIMENTO	48
3.1.1	<i>Biorreatores</i>	49
3.1.2	<i>Substrato e Inóculo</i>	50
3.1.3	<i>Operação do biorreator</i>	51
3.2	MONITORAMENTO DOS REATORES	52
3.2.1	<i>Determinação do pH</i>	53
3.2.2	<i>Determinação da Alcalinidade e AGV</i>	53
3.2.3	<i>Determinação do teor de sólidos</i>	54
3.2.4	<i>Determinação do teor de metano no biogás</i>	54
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b>	<b>55</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO E INÓCULO	55
4.2	CONDIÇÕES OPERACIONAIS	56
4.3	COMPORTAMENTO DO POTENCIAL HIDROGENIÔNICO	58
4.4	ALCALINIDADE, AGV E RELAÇÃO AGV/ALCALINIDADE	63
4.5	PRODUÇÃO DE BIOGÁS	67
4.6	TEOR DE METANO	77
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b>	<b>83</b>
5.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	83
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>85</b>
	<b>APÊNDICES</b>	<b>95</b>
	<b>APÊNDICE 1 – PLANILHA DE RENDIMENTO DOS REATORES EM FUNÇÃO DA RELAÇÃO S/I APLICADA.</b>	<b>97</b>



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Cinética da digestão anaeróbia a 35° C. ....	42
Tabela 2 - Estudos sobre digestão anaeróbia de RS e diferentes inóculos. ....	46
Tabela 3 – Condições Operacionais dos reatores. ....	51
Tabela 4 - Parâmetros, frequência, materiais e métodos de análise para monitoramento. ....	53
Tabela 5 - Caracterização do substrato utilizado em cada batelada. ....	55
Tabela 6 - Caracterização do lodo do reator UASB da Unisinos. ....	56
Tabela 7 - Teores de SV dos reatores, lodo e substrato em cada condição. ....	57
Tabela 8 – Massas de SV aplicadas aos reatores para cada condição. ....	58
Tabela 9 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:5 ....	64
Tabela 10 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:4. ....	64
Tabela 11 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:3. ....	65
Tabela 12 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:2. ....	66
Tabela 13 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:1. ....	67
Tabela 14 – Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:5. ....	69
Tabela 15 - Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:4. ....	70
Tabela 16 - Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:3. ....	72
Tabela 17 - Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:2. ....	74
Tabela 18 - Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:1. ....	76



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Composição gravimétrica do RSU em São Leopoldo .....	28
Figura 2 - Esquema da digestão anaeróbia de matéria orgânica complexa .....	33
Figura 3 - Fluxograma analítico de cada batelada .....	48
Figura 4 – Biorreatores anaeróbios.....	49
Figura 5 - Selo hídrico.....	50
Figura 6 - Conjunto experimental em funcionamento.....	52
Figura 7 - Kit de Análise de biogás .....	54
Figura 8 – Comportamento do pH na condição 1:5.....	59
Figura 9 - Comportamento do pH na condição 1:4. ....	60
Figura 10- Comportamento do pH na condição 1:3. ....	60
Figura 11 - Comportamento do pH na condição 1:2. ....	61
Figura 12 - Comportamento do pH na condição 1:1. ....	62
Figura 13 – Volume diário de biogás produzido na condição 1:5.....	68
Figura 14 - Volume acumulado de biogás para a condição 1:5.....	69
Figura 15 - Volume diário de biogás produzido na condição 1:4. ....	70
Figura 16 - Volume acumulado de biogás para condição 1:4. ....	71
Figura 17- Volume diário de biogás produzido na condição 1:3. ....	71
Figura 18 - Volume acumulado de biogás para condição 1:3. ....	73
Figura 19 - Volume diário de biogás produzido na condição 1:2. ....	73
Figura 20 - Volume acumulado de biogás para condição 1:2. ....	74
Figura 21 - Volume diário de biogás produzido na condição 1:1. ....	75
Figura 22 - Volume acumulado de biogás para condição 1:1. ....	76
Figura 23 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:5.....	78
Figura 24 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:4.....	78
Figura 25 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:3.....	79
Figura 26 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:2.....	80
Figura 27 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:1.....	81



## **LISTA DE ABREVIATURAS**

ABNT - Associação brasileira de normas técnicas.  
ABRELPE - Associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais  
AGV - Ácidos graxos voláteis  
AGV/ALC - Relação ácidos graxos voláteis e alcalinidade – adimensional  
APHA - American Public Health Association  
AT - Alcalinidade total  
C/N – Relação Carbono Nitrogênio - adimensional  
COT - Carbono orgânico total  
COV - Carga orgânica volumétrica  
DA - Digestão anaeróbia  
DBO - Demanda bioquímica de Oxigênio  
DQO - Demanda química de Oxigênio  
FORSU - Fração orgânica de resíduo sólido urbano  
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
pH - Potencial Hidrogênio  
PPGEC – Programa de Pós-graduação em engenharia civil  
PNRS - Política nacional de resíduos sólidos  
RA - Resíduo alimentar  
RSU - Resíduo sólido urbano  
SF - Sólidos fixos  
S/I – Relação substrato/inóculo  
ST - Sólidos totais  
SV - Sólidos voláteis  
SVT - Sólidos voláteis totais  
TRH - Tempo de retenção hidráulico  
TRS - Tempo de retenção de sólidos



## LISTA DE FÓRMULAS

$C_6H_{12}O_6$  - Glicose  
 $CaCO_3$  - Carbonato de Cálcio  
 $CH_3CH_2CH_2COO^-$  - Butirato  
 $CH_3CH_2COO^-$  - Propionato  
 $CH_3COO^-$  - Acetato  
 $CH_4$  - Metano  
 $CO_2$  - Gás carbônico  
 $H_2$  - Gás Hidrogênio  
 $H_2O$  - Água  
 $H_2S$  - Sulfeto de Hidrogênio  
 $HAc$  - Ácido Acético  
 $HCOO^-$  - Formiato  
 $K_2(CO_3)$  - Carbonato de Potássio  
 $KOH$  - Hidróxido de Potássio  
 $N_2$  - Gás Nitrogênio  
 $NH_3$  - Gás Amônia



## RESUMO

HALLAM, J, M. **Efeito da relação substrato/inóculo na partida de reatores anaeróbios para a digestão de resíduos alimentares.** São Leopoldo, 2016. N. de folhas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. Ano.

O aproveitamento energético obtido pela digestão anaeróbia é uma alternativa viável para o tratamento de resíduos alimentares, no entanto requer um estrito controle operacional. A escolha da melhor condição de partida pelo cálculo da relação substrato/inóculo (S/I) em termos de Sólidos voláteis (SV) pode facilitar estabilização do processo, resultando em elevada produtividade de biogás e teor de metano. Este estudo testou 5 diferentes relações de S/I em regime de batelada a 35°C, visando a estabilidade do processo e otimização da produção de biogás com alto teor de metano. Foi utilizado como substrato o resíduo coletado no restaurante universitário da Unisinos, e o como inóculo o lodo anaeróbio do reator UASB tratando esgoto doméstico da estação de tratamento de esgotos da mesma universidade. Os parâmetros monitorados foram pH, volume de biogás, teor de metano, alcalinidade e ácidos graxos voláteis. Todas as bateladas mantiveram-se dentro da faixa de pH recomendada pela literatura, entre 6,5 e 7,5, com exceção à batelada 5, que utilizou uma relação 1:1 S/I e onde o pH decaiu para 5,0. A produção de biogás em todas as condições estudadas teve sua máxima produção até o terceiro dia de inoculação e foi influenciada pela relação S/I aplicada, pois o aumento da quantidade de SV do substrato aumentou o rendimento e o teor de metano, com exceção da condição 1:1, onde houve a acidificação do sistema. O rendimento de biogás das condições 1:5, 1:4, 1:3, 1:2, 1:1 foram respectivamente 0,69, 0,75, 0,67, 0,89 e 0,18 L/g SV do substrato utilizado, e os teores médios de metano em cada batelada foram 69, 67, 65, 74 58%. Concluiu-se então, que a melhor relação substrato/inóculo para partida do processo foi 1:2, para a qual obteve-se 0,89 L de biogás/g SV do substrato com um teor de metano de 74%, mantendo uma relação AGV/ALC abaixo de 0,5, demonstrando a estabilidade do processo.

Palavras-chave: Digestão Anaeróbia, ácidos graxos voláteis, relação substrato/inóculo, resíduo de alimentos, lodo anaeróbio.



## ABSTRACT

HALLAM, J.M. **Effects on the substratum/inoculum ratios in the start-up anaerobic reactors for food waste digestion.** São Leopoldo, 2016. N. 104. **Dissertation (Master Degree in Civil Engineering) – Postgraduate Program in Civil Engineering Unisinos. São Leopoldo. 2016.**

The energy recovery acquired through the anaerobic digestion is a viable alternative for treating food waste, though it requires an operational strict control. The choice of the best start up condition athwart the substratum /inoculum (S/I) ratios in terms of volatile solids (VS) may facilitate the process stabilization, resulting in increased production of biogas and methane content. The present study tested 5 different ratios of S/I in batch system at 35°C, aiming the process stability and the optimization in the raised methane level biogas production. As the substrate, the residue collected at the university restaurant of Unisinos was used, and as inoculum the UASB reactor anaerobic sludge from the sewage wastewater treatment plant at the same university. The monitored parameters were pH, biogas amount, methane content, alkalinity and volatile fatty acids. All of the batches kept within the pH levels recommended by literature, between 6.5 and 7.5, exception to batch 5, which employed a relation of 1:1 substrate/inoculum and in which the pH level declined to 5.0. The biogas production in all of the studied conditions had its utmost production until the third day of inoculation and it was influenced by the S/I ration applied, since the increase of the substratum VS amount raised the yield and the methane content, exception to the condition 1:1 where there was an acidification of the system, and it was considered that the capacity of the commutation of substratum in methane was extrapolated. The biogas yields of the conditions 1:5, 1:4, 1:3, 1:2, 1:1 were, respectively, 0.69, 0.75, 0.67, 0.89 and 0.18 L/g VS of the substratum employed, and the average methane content in each batch were 69, 67, 65, 74 58%. The study shows that the best relation S/I to the process start-up was 1:2, to which it was obtained 0.89 L of biogas/g SV of the substratum with a methane content of 74% keeping the relation AGV/ALC under 0.5, demonstrating stability in the process.

Key-words: Anaerobic Digestion, volatile fatty acids, substratum/inoculum relation, food waste, anaerobic sludge.



# 1 INTRODUÇÃO

A associação de aspectos econômicos e culturais à questão demográfica contribui para a aceleração do ritmo da deterioração dos recursos ambientais. A quantidade de resíduos sólidos produzidos pelas populações está diretamente relacionada com fatores econômicos, que refletem no nível de consumo dessa população, além de outros valores e hábitos de vida de cada cultura. (GODECKE; NAIME; FIGUEIREDO, 2012).

O Brasil, por ser um país em desenvolvimento e com dimensões continentais, sofre os impactos derivados dos novos padrões de consumo adotados, e tenta reparar os prejuízos de tal atitude. No sentido contrário ao desenvolvimento econômico, a falta de planejamento urbano e ambiental é caracterizada pelo descarte inadequado dos resíduos e por problemas de saúde pública, em função da falta de saneamento básico.

Os resíduos gerados não são todos coletados e destinados corretamente, sendo enviado em grande parte para lixões ou aterros sem controle. Em função disso, ocorre a contaminação do solo e das águas por lixiviados, e do ar pelo biogás, rico em gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ), sendo estes os principais impactos ambientais observados para esta atividade.

A digestão anaeróbia (DA) da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) é uma alternativa promissora frente à disposição dos resíduos em aterros sanitários, pois gera produtos com valor econômico e energético a partir deste material. Este processo pode ser otimizado e acelerado a partir da utilização de métodos que contribuam para a obtenção de uma partida rápida e equilibrada, como o uso de inóculos apropriados. (BARCELOS, 2009). Entretanto, esta etapa necessita de estabilização, a qual pode ser obtida por meio do equilíbrio da relação S/I no início do processo.

De acordo com Chernicharo (2007) a DA representa um “sistema ecológico delicadamente balanceado, envolvendo processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais, e dependentes da atividade de no mínimo 3 grupos distintos de micro-organismos”. Cada grupo possui funções distintas e inter-relacionadas, sendo responsáveis pela conversão da matéria orgânica submetida ao processo, produtos intermediários inicialmente, e por fim em biogás, água, além de novas células bacterianas.

A produção eficiente do biogás por DA, pode ser atingida quando realizada em condições operacionais controladas em biorreatores. A manutenção de condições biológicas ótimas para digestão anaeróbia depende da existência de uma simbiose perfeita entre as

diferentes comunidades bacterianas, combinado com a manutenção de parâmetros físicos e químicos adequados. (HARPER E POHLAND, 1986). Entre os diferentes parâmetros de controle do processo estão a concentração do substrato, a temperatura, a umidade, o pH a composição microbiana, a alcalinidade e a produção de ácidos graxos voláteis (AGV), os quais são limitantes para manutenção da biocenose do sistema e são considerados fatores determinantes do sucesso do processo. (ALVES, 2008).

Autores como Foster-Carneiro et al. (2007) e Schievano et al. (2010) afirmam que muitas vezes a partida dos reatores anaeróbios, pode tornar-se a etapa limitante do processo, uma vez que o acúmulo dos AGV gerados no início do processo conduz a queda do pH e inativação dos micro-organismos metanogênicos.

A taxa de degradação anaeróbia depende dos micro-organismos envolvidos no processo e das características do substrato utilizado, sendo que o estudo da interação inóculo/substrato é de grande importância na prevenção do acúmulo de AGV, resultante da desestabilização dos sistemas anaeróbios. A proporção adequada entre substrato e inóculo pode ajudar nessa prevenção sem que seja necessária a adição de produtos químicos para ajuste do pH. (CABBAI et al., 2013; NEVES; OLIVEIRA; ALVES, 2004; RAPOSO et al., 2009; SILVA 2014).

Dessa maneira, o estudo aqui proposto, pretende pesquisar o efeito da relação S/I na partida de reatores anaeróbios, alimentados com resíduos alimentares (RA) coletados em restaurante universitário e utilizando lodo anaeróbio de reator UASB como inóculo. O controle de parâmetros como pH, alcalinidade e AGV é fundamental para otimizar as condições de operação em sistemas de digestão anaeróbia, a qual pode ser uma alternativa ambientalmente adequada, uma vez que não há geração de lixiviado, e os gases gerados podem ser aproveitados, agregando valor econômico e energético a estes resíduos.

## **1.1 JUSTIFICATIVA**

A estabilidade operacional em sistemas anaeróbios passa pelo controle rígido do pH, alcalinidade e AGV. Esta etapa é limitante para o processo, e estudar a relação S/I na partida reatores anaeróbios, alimentados com RA, é o principal objetivo deste trabalho. Somente a identificação de fatores limitantes, fatores intervenientes e métodos de controle podem permitir o uso eficiente desta tecnologia como etapa final no gerenciamento deste resíduo.

Para a valorização energética dos resíduos é necessário o controle operacional da digestão anaeróbia, visando o equilíbrio na produção de AGV e manutenção da alcalinidade do sistema e a identificação das causas que dificultam o controle no acúmulo destes ácidos, os quais são responsáveis pela desestabilização e inativação da microbiota.

## **1.2 PROBLEMA E HIPÓTESES DE PESQUISA**

O controle de pH durante o processo de digestão anaeróbia de RA, é condição fundamental para que o processo ocorra de forma eficiente, ou seja, com elevado volume de biogás e teor de metano. A estabilização do sistema na partida, passa pelo controle do pH, alcalinidade e AGV, os quais podem ser impactados pela carga orgânica aplicada ao reator, temperatura de operação e do tipo de resíduo utilizado. Estes parâmetros podem ser nomeados como os de mais difícil manutenção do processo anaeróbio durante a digestão de RA para obtenção de biogás.

Esta pesquisa estuda a hipótese de que o controle da carga orgânica e relação S/I aplicada influencia diretamente na geração de AGV do sistema, inibindo a fase metanogênica, e, por conseguinte limitando a produção e qualidade do biogás. Dessa forma, ao simular em bancada diferentes condições de partida espera-se obter informações relevantes sobre a dinâmica de geração de AGV e controle do pH e alcalinidade. Os resultados obtidos serão importantes para permitir a antecipação de ações de controle na operação destes reatores, visto que a queda de pH, pela presença de AGV em excesso, invariavelmente conduz a inativação do processo.

## **1.3 OBJETIVOS**

### **1.3.1 Objetivo geral**

Estudar o efeito das diferentes relações S/I na partida para reatores anaeróbios utilizando resíduo alimentar.

### **1.3.2 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos deste estudo são:

- Avaliar as diferentes relações entre substrato/inóculo visando a estabilidade do processo com relação ao controle do pH e alcalinidade;
- Estudar a influência da razão AGV/ALC na produção de biogás para cada relação substrato/inóculo;

- Estudar a dinâmica na produção de metano durante a partida do reator para cada relação substrato/inóculo utilizada;
- Identificar o melhor rendimento com relação a conversão de substrato em metano em cada relação substrato/inóculo utilizada.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Este capítulo traz uma revisão da literatura sobre: i) o contexto onde os resíduos sólidos urbanos (RSU) brasileiros se encontram, sua composição, disposição e alternativas de tratamento da fração orgânica; ii) o processo de digestão anaeróbia, abrangendo suas etapas, interações e interferentes; e iii) os fatores que influenciam na digestão anaeróbia e o reflexo na produção de biogás.

### **2.1 RESÍDUO SÓLIDO URBANO**

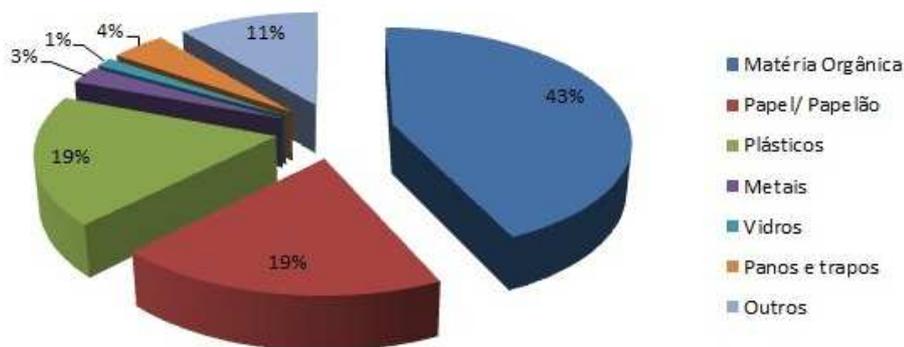
De acordo com Monteiro (2001) as características variadas dos RSU dependem de aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos. Ao se considerar as dimensões e a diversidade cultural brasileira, não é difícil relacionar a realidade do país a este conceito. Segundo Ghesla e Gomes (2011), são geradas em média 130 toneladas diárias de RSU no município de São Leopoldo, com uma geração per capita, segundo Schneider (2012) de 0,67Kg/hab.d.

Os processos de reaproveitamento e de reciclagem de RSU devem ser sempre priorizados pelos municípios, em face à destinação final em aterros. D'Almeida e Vilhena (2000), afirmam que os materiais recicláveis separados nas usinas de triagem possuem qualidade inferior aos separados na fonte geradora. Este comportamento é atribuído à mistura da parcela orgânica putrescível com os mesmos. Se fossem corretamente separados na fonte, os aterros sanitários receberiam somente os rejeitos, e teriam a vida útil ampliada.

#### **2.1.1 Fração Orgânica de Resíduos Sólidos**

O excesso de matéria orgânica entre os componentes dos resíduos domésticos, atingindo valores acima de 50%, é uma característica típica dos países em desenvolvimento. Sendo assim, a quantidade da matéria orgânica no resíduo doméstico tende a diminuir nos países mais desenvolvidos, possivelmente em razão da quantidade de alimentos semipreparados consumidos pela população com maior poder aquisitivo. (MONTEIRO, 2001).

A composição gravimétrica estimada do Brasil, apresentado pelo Plano nacional de resíduos sólidos – Versão Preliminar (MMA, 2011), mostra que 51,4% deste material correspondem à matéria orgânica. Em estudo realizado por Schneider, (2012), a composição gravimétrica do RSU da cidade de São Leopoldo/RS foi trabalhada. Na Figura 1, os resultados médios da composição gravimétrica da cidade de São Leopoldo são apresentados.



**Figura 1 - Composição gravimétrica do RSU em São Leopoldo**

Fonte: Schneider (2012)

Conforme a Figura 1 evidencia, a fração orgânica putrescível do resíduo estudado alcançou um percentual de 43%. Papel/papelão apresentou 19,19% da composição total dos resíduos, e apareceram em segundo lugar. As demais frações dos resíduos somam 37,62%. Baseados nestes dados, pode-se dizer que São Leopoldo apresenta comportamento semelhante ao do restante do país, possuindo assim o mesmo potencial de resíduos passíveis de ser decompostos anaerobiamente.

Nos RSU, a fração na qual é possível de se tratar por anaerobiamente é composta pelos resíduos sólidos orgânicos, os quais constituem a maior parcela dos resíduos sólidos gerados no âmbito urbano, rural ou agrícola, e de alguns tipos de resíduos industriais além de lodo de estação de tratamento de esgoto doméstico. (SILVA, 2009).

Um estudo global sobre resíduos alimentares publicado em 2013 pela Food and Agriculture Organization of UN, constatou que cerca de um terço de todos os alimentos produzidos para consumo humano a cada ano se perde, totalizando 1,3 bilhões de toneladas de alimentos. Deste total 54% do desperdício ocorre na fase inicial da produção, manipulação pós-colheita e armazenagem. Os 46% restantes ocorrem nas etapas de processamento, distribuição e consumo. Além do impacto ambiental deste desperdício, a organização considera um impacto econômico de 750 mil milhões dólares por ano no mundo todo.

Segundo Bouallagui et al. (2005) o percentual de matéria orgânica presente nesses resíduos é expresso em termos de sólidos totais voláteis apresentando teor aproximado de 87%. Deste total cerca de 75% é representado por açúcares, 9% por material celulósico e 5% por lignina. Tais características indicam que a digestão anaeróbia pode ser um recurso

promissor para tratamento destes resíduos, além da possibilidade de geração de energia, tanto pelo volume gerado, como em função de suas características.

De acordo com Mata & Alvarez et al. (2003), em geral, resíduos orgânicos de cozinha, por conterem maior teor de umidade, são mais propícios à degradação anaeróbia, e resíduos com alto teor de lignina e celulose, como resíduos de podas e jardinagem, são mais indicados para a degradação aeróbia (compostagem). Tal fato decorre da maior solubilidade dos resíduos com maiores teores de umidade, e, por conseguinte, maior capacidade de hidrólise. (KONDUSAMY; KALAMDHAD, 2014).

O teor de matéria orgânica facilmente biodegradável contida em frutas e verduras, combinada a sua alta umidade torna possível o tratamento biológico pela digestão anaeróbia. Entretanto, a acumulação rápida de ácidos graxos voláteis, gerados devido à alta concentração de matéria orgânica em resíduos alimentares, leva à queda de pH do processo e inibição do sistema microbiano metanogênico. (XU et al., 2014).

Em pesquisa realizada por Cho and Park (1995), a produção de metano por diferentes alimentos foi estudada. O estudo foi conduzido por 28 dias a 37°C e obteve-se concentrações de metano de 482, 294, 277 e 472 mL/g de SV, respectivamente para carne cozida, arroz cozido, couve crua e alimentos misturados. Heo, Park e Kang et al. (2004) realizaram estudo semelhante, pesquisando a biodegradabilidade de alimentos tradicionalmente utilizados na culinária coreana. Arroz cozido, vegetais, ovos e carne cozida, alcançaram após 40 dias a concentrações de metano a 35°C de 489 mg/g de SV.

Pela da ação de micro-organismos, as características do material orgânico nesses resíduos são modificadas no decorrer do tempo. Comparado à disposição final em aterros sanitários, a decomposição anaeróbia é considerada promissora, uma vez que não só pode reduzir a quantidade de resíduos orgânicos nos aterros, mas também possui a capacidade de produzir biogás. (XU et al., 2014).

### **2.1.2 Tratamento de resíduos**

Existem várias formas de tratar RSU evitando que causem impactos indesejáveis ao meio ambiente. A reciclagem de uma fração possível, a compostagem, a disposição em aterros sanitários, e em alguns casos a incineração são as opções comumente adotadas.

A reciclagem, de acordo com a PNRS, é definida da seguinte maneira:

“processo de transformação dos resíduos sólidos que envolvem a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos, observadas as condições e os padrões estabelecidos pelos órgãos competentes do Sisnama e, se couber, do SNVS e do Suasa” (BRASIL, 2010).

Conforme descrito por Figueiredo (2011), a reciclagem consiste na triagem de resíduos, onde se separam resíduos como plástico, metais e papel, com o objetivo de aproveitá-los na fabricação de novos produtos. É um processo muito interessante do ponto de vista econômico, social e ambiental, visto que reduz a quantidade de resíduos destinados a aterros, promove a inclusão social, além de diminuir a necessidade de extração dos recursos naturais utilizados em processos de fabricação.

Os resíduos triados são reintroduzidos num ciclo produtivo por meio de sua transformação, possibilitando que materiais considerados inúteis para o gerador passem a ser considerados matérias-primas secundárias para outro indivíduo. O conceito de reciclagem deve ser diferenciado de reutilização, uma vez que exige um maior grau de processamento, não se resumindo à simples triagem e limpeza do material para posterior utilização. (GHESLA, 2012).

Os materiais processados na reciclagem, ao serem reintroduzidos no sistema produtivo não oneram os aterros, representando importante fator de economia na gestão dos resíduos municipais, uma vez que a quantidade disposta é menor. Para a fração orgânica dos resíduos, o processo de compostagem pode ser considerado uma forma de reciclagem, pois transforma em material estabilizado, apto a ser disposto no solo sem impactos negativos ao meio ambiente.

De acordo com a Norma ABNT NBR 13.591 (1996), compostagem é o processo de decomposição biológica da fração orgânica dos resíduos, produzida por uma população diversificada de organismos em condições controladas de aerobiose entre outros parâmetros, e ocorre em duas etapas distintas, uma de degradação ativa e outra de maturação. (BRASIL, 1996).

Para Monteiro (2001) a transformação do material orgânico do resíduo sólido em composto rico em nutrientes por meio da compostagem, compreende um de seus muitos benefícios. Outro benefício da compostagem, é que ela diminui o volume de resíduos encaminhado para os aterros sanitários, aumentando a vida útil das células dos mesmos.

No Brasil, quando a fração orgânica recebe tratamento, geralmente é utilizada a técnica da compostagem. (BARCELOS, 2009). Em alguns casos a compostagem é realizada em sequência as usinas de triagem de recicláveis, como forma de tratar a fração orgânica dos resíduos. Algumas experiências no Brasil na década de 70 foram realizadas, e usinas de compostagem e triagem foram criadas. No entanto, com raras exceções, elas não foram bem sucedidas, o que levou ao fechamento destas usinas, e ao abandono da compostagem como prática dos serviços de limpeza urbana no país. (BRASIL, 2010).

De acordo com Figueiredo (2011) para se confinar os resíduos no solo com controle ambiental e sanitário, utilizando a menor área possível, os aterros sanitários são uma alternativa a ser considerada. Eles representam uma forma de disposição final adequada para os resíduos sólidos urbanos, no entanto, ainda podem ser encontrados aterros controlados ou até mesmo lixões em muitas regiões do Brasil. (ALVES, 2008).

## **2.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA**

A DA é um processo encontrado em muitos ambientes naturais ocorrendo em ambientes anóxicos, incluindo cursos de água, sedimentos, solos encharcados e em intestino de mamífero. (WARD et al., 2008). Foi observando estes fenômenos, que em 1776, o físico Italiano Alessandro Volta, deduziu que o metano era derivado do processo de transformação da matéria vegetal dos sedimentos presentes nestes ambientes. Diversos estudos sucederam esta descoberta, e desde então a DA vem sendo pesquisada e os processos aprimorados sob diversas condições.

A DA como processo de industrialização iniciou em Bombai, Índia, em 1859. Até 1920, a maior parte da DA ocorria em lagoas anaeróbias. Com o passar do tempo, e o aprimoramento do conhecimento, foram desenvolvidos tanques fechados e equipamentos de aquecimento e de mistura para otimizar a DA. (REICHERT, 2005). Karl Imhoff, em 1920 na Alemanha, desenvolveu um tanque biodigestor, denominado de tanque Imhoff, sendo um precursor nos sistemas de tratamento de esgotos. (NOGUEIRA, 1986).

Em sua composição principal, os gases metano ( $\text{CH}_4$ ) e o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), são encontrados em maiores concentrações no biogás. Outros gases de menor expressão ( $\text{N}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) e sem valor energético também estão presentes em pequenas concentrações. (LEITE et al., 2009). Metano e gás carbônico correspondem, aproximadamente, a 60% e 35% do total gerado, respectivamente, sendo que o metano, em especial, sob condições adequadas de operação, pode chegar a 80%. (FIGUEREDO, 2011).

A qualidade do biogás gerado pelos resíduos orgânicos não permanece constante, variando de acordo com o período de digestão. A relação de CH<sub>4</sub> em CO<sub>2</sub> é normalmente estável no reator e uma mudança nesta relação pode ser devido ao processo de desequilíbrio, no entanto, a relação depende também do tipo de substrato, temperatura e pH. (KHANDEWAL; MAHDI, 1986, apud ABDEL-HADI 2008).

De acordo com Lay et al. (1998), a digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, especialmente da fração orgânica putrescível é de grande importância no manejo de resíduos sólidos. É uma alternativa potencial de recuperação de energia sendo um processo complexo que conduz à geração de metano e dióxido de carbono. (BHATTACHARYYA; KUMAR; DEVOTTA, 2008).

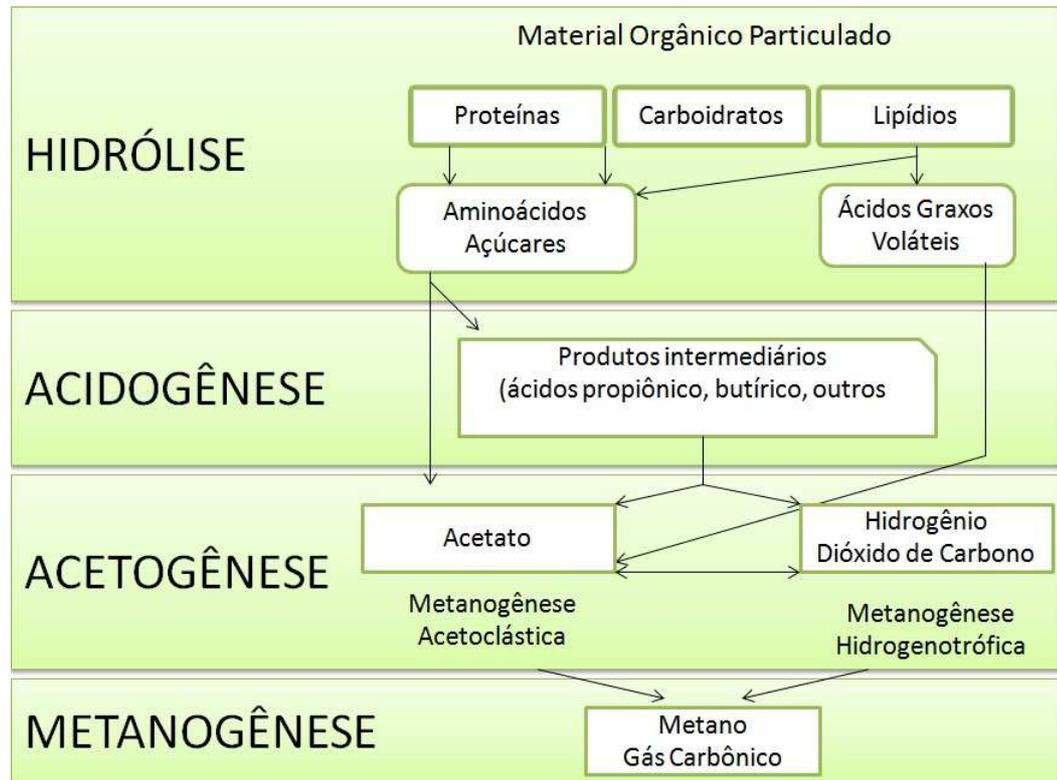
Tratamentos biológicos como DA e compostagem, apresentam vantagens por serem processos naturais de tratamento que utilizam micro-organismos que necessitam de menos energia de alimentação, e causam menos danos ao meio ambiente em comparação com outras tecnologias como, incineração, por exemplo. A DA ainda apresenta a característica de ser simultaneamente um tratamento de resíduos e uma forma de geração de energia, devido à capacidade de transformação dos resíduos em biogás. (KONDUSAMY; KALAMDHAD, 2014).

Conforme Aquino e Chernicharo (2005), o tratamento anaeróbio compreende uma sucessão de processos metabólicos complexos onde cada etapa apresenta diferente sensibilidade às limitações de ordem cinética, termodinâmica, de transferência de massa, ou à ausência de condições ideais de crescimento.

### **2.2.1 Etapas da Digestão Anaeróbia**

Segundo Sharma et al. (2000, apud SAKUMA, 2013, p. 25) o processo de biodigestão anaeróbia consiste na metabolização da matéria orgânica na ausência de oxigênio. Isto ocorre por meio da ação de uma população de bactérias anaeróbias que degradam os compostos orgânicos, produzindo uma mistura de gases denominada biogás, o qual é composto prioritariamente por metano e gás carbônico.

O processo de DA é ilustrado na Figura 2, que segue abaixo.



**Figura 2 - Esquema da digestão anaeróbia de matéria orgânica complexa**  
 Fonte: Adaptado de Gujer e Zehnder (1983), apud Aquino e Chernicharo (2005)

Diversos autores, como, Chernicharo (2007), Lettinga et al. (1996) e McCarty (1964), descreveram as etapas do processo, conforme segue abaixo:

A) **Hidrólise:** Uma vez que as bactérias não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, a primeira fase no processo consiste na hidrólise destes materiais (Chernicharo, 2007). As bactérias produzem enzimas que ao serem liberadas pelas mesmas, promovem a solubilização das moléculas orgânicas complexas (carboidratos, proteínas e lipídeos), transformando-as em compostos mais simples e solúveis como aminoácidos, açúcares, ácidos graxos de cadeia longa (C15 a C17) e glicerol. Estes produtos são capazes de atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas que atuam na etapa seguinte do processo.

B) **Acidogênese:** Os micro-organismos nesta fase assimilam os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise, metabolizando e convertendo-os em compostos mais simples, e são comumente chamados de bactérias fermentativas acidogênicas. Os compostos produzidos nesta fase incluem AGV de cadeia curta, álcoois, ácido lático, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>,

NH<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>S, além de novas células bacterianas. As reações envolvidas na acidogênese são abaixo apresentadas.



Glicose

Acetato



Glicose

Propionato



Glicose

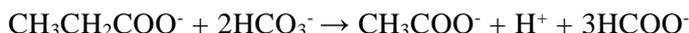
Butirato

C) Acetogênese: de acordo com o demonstrado nas reações abaixo, nesta etapa as bactérias sintróficas acetogênicas degradam ácidos graxos e álcoois da etapa anterior em acetatos, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> que são substratos para a formação do metano. Durante esta fase, devido a formação de acetato, uma grande quantidade de hidrogênio é produzida, fazendo com que o valor do pH do meio aquoso decresça.



Propionato

Acetato



Propionato

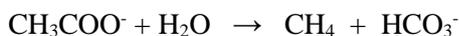
Acetato



Butirato

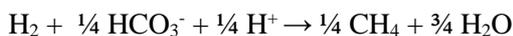
Acetato

D) Metanogênese: nesta fase final há produção do gás metano por meio de das bactérias Archeas Metanogênicas, que se dividem em dois grupos em função de sua afinidade com diferentes substratos: os acetotróficos ou acetoclásticos e os hidrogenotróficos. As bactérias acetoclásticas produzem metano a partir da redução do ácido acético, produzindo CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, e são responsáveis por cerca de 60% a 70% de toda a produção de metano do sistema. Já as hidrogenotróficas, utilizam o gás carbônico, como acceptor final de elétrons e o hidrogênio como fonte de energia, e assim produzindo metano.



Acetato

Metano



Formiato

Todas as etapas da digestão anaeróbia são estritamente dependentes e interligadas, desenvolvendo-se em paralelo ou em série. As bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acetogênicas, que por sua vez são dependentes das acidogênicas, e estas, por fim, dependem das hidrolíticas.

A digestão anaeróbia, em face de ser uma promissora tecnologia no que diz respeito ao tratamento e valorização energética de resíduos, já vem sendo continuamente estudada. Vários trabalhos já avaliaram diferentes co-substratos para a digestão, diferentes tipos de biorreatores e inóculos, assim como diversas variantes operacionais. Muitos destes estudos foram realizados em países em desenvolvimento ou de baixas condições de saneamento, reforçando, a importância e aplicabilidade da DA como alternativa para a valorização de resíduos.

Dentro do grupo de pesquisas em Saneamento Ambiental do Programa de pós graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Unisinos, os processos de DA já vêm sendo estudados, sendo que a pesquisa aqui apresentada constitui parte integrante de um banco de dados que visa auxiliar na solução dos problemas anteriormente encontrados nestas pesquisas, além de produzir dados a partir da realidade local, tanto com relação aos resíduos utilizados como ao controle operacional do processo.

Rempel (2014) estudou a geração de biogás utilizando a fração orgânica facilmente biodegradável (FORSU) do RSU pós-esteira de triagem da cidade de São Leopoldo/RS. Como co-substrato para a digestão, utilizou glicerina numa adição de 5% em relação à massa de resíduo adicionada no digestor. O estudo foi conduzido em um reator de 50L com agitação intermitente e temperatura controlada e o inóculo utilizado foi lodo anaeróbio de um reator UASB tratando esgoto doméstico gerado na Unisinos, em uma razão 30% do volume útil.

Foi verificada queda no pH do sistema, a qual foi atribuída à concentração de glicerina que foi somada à FORSU adicionada como substrato. Tal fato levou a uma baixa produção de biogás, em comparação com as tecnologias disponíveis que foram comparadas, muito provavelmente em função da inativação do sistema metanogênico contido no processo.

No estudo realizado por Schulz (2015) a autora buscou determinar as condições operacionais adequadas para a obtenção do melhor rendimento na produção de biogás, utilizando como substrato a fração orgânica biodegradável do RSU pós-esteira de triagem da cidade de São Leopoldo/RS. Foram testadas diferentes taxas de carga orgânica e diferentes volumes de inóculo, buscando estabilizar o pH do sistema para aumentar o volume de biogás produzido. A autora teve dificuldades em manter a faixa de pH nas condições ideais, e as máximas quantidades de biogás obtidas, só foram possíveis com uma alta dosagem de NaOH no sistema. Neste estudo também pode-se observar que as maiores taxas de produção de

biogás foram conseguidas, com as maiores relações S/I entre todas as bateladas testadas, o que pode ser um bom indicador para partida de estudos futuros.

Ambos estudos acima citados não consideraram os teores de SV presentes tanto no inóculo como nos substratos estudados na hora de estabelecer as quantidades de resíduo e inóculo aplicadas a estes reatores. Segundo Pinto (2000), a relação de L/Kg RS não expressa uma segura correlação que garanta o equilíbrio do sistema. Grandes quantidades de inóculo não garantem uma quantidade de microrganismo, pois podem conter baixas concentrações de SV e até mesmo inóculo não estar adaptado ao resíduo a ser degradado. Ao analisar estes estudos, pode-se inferir que um ajustes nestes parâmetros, poderia ter contribuído para melhores resultados.

### **2.3 INTERAÇÃO E INTERFERENTES NO PROCESSO**

A DA envolve processos metabólicos complexos onde cada etapa apresenta diferentes graus de susceptibilidade às limitações de ordem cinética, termodinâmica e transferência de massa, ou à ausência de condições ideais de crescimento. (AQUINO & CHERNICHARO, 2005). Em cada etapa do processo, as taxas de decomposição dos resíduos orgânicos são influenciadas por fatores ambientais como temperatura, pH, tempo de retenção hidráulico (TRH) e concentração do substrato. (KOMEMOTO et al., 2009).

Além desses fatores outros interferentes como a umidade, substâncias inibidoras, teor de nutrientes, o tamanho das partículas, teor de sólidos voláteis e a taxa de carga orgânica (TCO), devem ser observados. (ELANGO et al., 2007; REICHERT, 2005). A seguir os parâmetros principais no controle do processo são apresentados.

#### **2.3.1 Temperatura**

A temperatura é um fator ambiental significativo na digestão anaeróbia, pois trata-se de uma condição que afeta diretamente a sobrevivência dos micro-organismos que realizam os processos biológicos durante a digestão. Ela influencia nas taxas de reações enzimáticas e também na desnaturação de enzimas ou na destruição da capacidade dos microrganismos de produzirem enzimas, o que compromete a eficiência do processo de bioestabilização do material orgânico. (REIS, 2012).

Os micro-organismos são classificados de acordo com a faixa de temperatura na qual sobrevivem. Segundo Metcalf & Eddy (1991) e Mata-Alvarez (2003), os psicrófilos

desenvolvem-se numa faixa de 0 a 20°C, os mesófilos de 20 a 45°C e os termófilos (45 a 70°C).

As temperaturas máximas e mínimas definem os limites na qual o crescimento é possível, e o intervalo onde a velocidade de crescimento dos micro-organismos é máxima, é chamada de temperatura ótima. Em temperaturas próximas à mínima, o crescimento é baixo, aumentando exponencialmente com o acréscimo da temperatura. (CHERNICHARO, 2007). Dessa forma, o controle desta temperatura ao longo do processo torna-se vital para a sobrevivência deste sistema.

A temperatura influencia tanto na ação das bactérias quanto na quantidade de umidade, pois afeta também o equilíbrio iônico e solubilidade dos substratos. Além disso, é um parâmetro que também colabora para a quantidade de gás e substâncias orgânicas voláteis dissolvidas na solução e na concentração de amônia e gás sulfídrico. (BURKE, 2001).

Em estudo realizado por Komemoto et al. (2009), que avaliou a influência da temperatura na produção de AGV a partir de resíduos orgânicos em temperaturas de 15 a 65 ° C, as maiores taxas de solubilização do substrato ocorreram entre 35° e 45°C. Para o autor, isto sugere que a atividade de microrganismos sob condições mesofílicas é elevada e contribui para a solubilização do substrato.

Sistemas de digestão anaeróbia são geralmente conduzidos em condições mesofílicas, contudo, faixas de temperatura termofílicas devem ser estudadas, pois promovem taxas de reação mais rápidas, maiores taxas de produção de gás, e maiores taxas de destruição de micro-organismos patogênico, em comparação com temperaturas mesofílicas. (KIM et al., 2006). Por outro lado, sistemas termofílicos são menos estáveis, e requerem maiores quantidades de energia que os mesofílicos. (BOUALLAGUI et al., 2004).

Em estudo realizado por Bouallagui et al. (2005), quando conduzido em temperaturas psicrófilas, houve a inibição da produção de metano no reator. O autor sugere que isso se deu em função de limitação da atividade das bactérias acetoclásticas. Nesta faixa de temperatura há o acúmulo de sólidos suspensos, causado pelo declínio na atividade das bactérias anaeróbia.

Cavinato et al. (2013), estudou a co-digestão de resíduos de alimentos em lodo ativado. Ao alcançar taxas de 45 a 50% maiores na produção de metano, do que em temperaturas mesofílicas, o autor considerou esta a melhor faixa de operação para o sistema, mesmo demandando maior consumo de energia.

Fazendo coro aos estudos acima citados, Castillo et al. (2006), trabalharam com diversos inóculos em temperatura ambiente (25°C) e a 40° C. Como resultado, eles encontraram valores três vezes maiores na produção de metano quando os digestores foram conduzidos à 40° C.

No entanto, segundo Chae et al. (2008), o aumento da temperatura aumentou a concentração de amônia livre, influenciando o meio e tornando-se um potencial inibidor. Concentrações de amônia livre acima de 150 mg/L são tóxicas às bactérias metanogênicas. (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Bouallagui et al. (2005), em geral, a escolha de uma faixa de temperatura para a digestão anaeróbica é dependente das condições bioclimáticas locais. Para avaliar a temperatura ideal a ser utilizada faz-se necessário um balanço energético, estabelecendo o interesse de manter determinada temperatura e um estudo econômico de cada caso em particular. (CARNEIRO, 2005). Da mesma forma, o objetivo principal do processo deve ser levado em conta, assim como fatores socioculturais, podem representar um limitante operacional.

### **2.3.2 pH**

O pH é um fator importante no controle do processo anaeróbio, pois assim como a temperatura, influencia a velocidade das reações bioquímicas. (LAY; LI; NOIKE, 1997). Da mesma forma que os micro-organismos se desenvolvem em determinadas faixas de temperatura, isso também ocorre com o pH do meio onde vivem. Segundo Alves (2008), o pH afeta o nível da atividade metabólica de microrganismos, que são bastante diversificados e sobrevivem em ambientes alcalinos, ácidos e neutros, sendo denominados, alcalofílicos, acidofílicos e neutrófilos.

Lettinga et al. (1996) e Li et al. (2007), descrevem alguns efeitos do pH sobre os microrganismos, que segue:

- Mudanças nas características da membrana celular influenciando na ingestão dos nutrientes;
- Influência sobre a atividade enzimática durante o processo metabólico;
- Influencia na toxicidade do meio, devido à solubilização de alguns compostos.

Para Zheng e Yu (2004), muitos aspectos do metabolismo microbiano são fortemente influenciados pelas variações de pH, incluindo a utilização de fontes de carbono, a

eficiência na degradação do substrato, a síntese de proteínas e a liberação de metabólitos pela célula.

Com relação à queda do pH Paes (2003), Aquino e Chernicharo (2005) e Barcelos (2009), enfatizam que o crescimento dos micro-organismos metanogênicos e sintróficos serão os mais afetados. Estes microrganismos são sensíveis a estas variações de pH e seu crescimento ótimo ocorre em uma faixa estreita, que varia de 6,5 a 7,5, no entanto, a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos orgânicos que precisam ser tamponados para não inibirem as etapas subsequentes do processo de biodegradação, especialmente a etapa metanogênica. Valores acima de 8,0 podem favorecer a formação de amônia, que pode ser tóxica aos microrganismos metanogênicos em concentrações acima de 150 mg NH<sub>3</sub>/L (METCALF & EDDY, 1991; CHERNICHARO, 2007).

Ao estudar a influência do pH na hidrólise de lodo ativado, em uma faixa de pH de 4 a 11, Chen et al. (2007), verificou que a produção de metano cresceu com o aumento de pH de 4,0 a 6,0. Já um efeito contrário foi observado quando este pH foi levado até 10 neste mesmo estudo. A influência do pH na produção de metano, também foi relatada por Lay et al. (1998), que encontrou uma faixa ótima de trabalho para potencializar a produção de metano, entre 6,6 e 7,8.

Nos processos anaeróbios, os dois principais fatores que alteram o pH do sistema, são o ácido carbônico e os ácidos voláteis. Van Haandel e Lettinga (1994) e Aquino e Chernicharo (2005), relatam que a inibição de microrganismos pela acumulação de produtos provenientes da acidogênese resulta na acumulação de ácidos graxos voláteis, contribuindo para o consumo de alcalinidade e redução no valor do pH.

### **2.3.3 Alcalinidade**

É definida como a capacidade de tamponamento, ou seja, resistência às variações de pH de uma solução. O fenômeno de tamponamento é um dos fatores básicos na manutenção de organismos vivos, pois é ele que mantém a estabilidade do pH dos mesmos, quando alterações onde os mesmos vivem ocorrem.

Uma solução tampão consiste na mistura de um ácido fraco com o seu sal correspondente, possibilitando, dessa forma, o agrupamento dos íons H<sup>+</sup> e OH<sup>-</sup> e evitando, tanto o aumento, como a redução do pH. (CHERNICHARO, 2007). A alcalinidade pode ser devida a carbonatos, bicarbonatos ou hidróxidos, de acordo com a faixa de pH que apresenta:

- pH > 9,4 - hidróxidos e carbonatos

- $8,3 < \text{pH} < 9,4$  - carbonatos e bicarbonatos
- $4,4 < \text{pH} < 8,4$  - apenas bicarbonatos.

Na faixa de pH entre 6,5 e 7,5, a capacidade de tamponamento do sistema anaeróbio é quase que completamente dependente do sistema  $\text{CO}_2$ /Alcalinidade, o qual, em equilíbrio com a dissociação do ácido carbônico, tende a regular a concentração do íon  $\text{H}^+$ . (CHERNICHARO, 2007; MONTEGGIA; BEAL; LUCA, 1996; WARD et al., (2008).

A alcalinidade de esgotos domésticos, varia de 100 a 250 mg/L  $\text{CaCO}_3$ . (VON SPERLING, 2005). Em esgoto bruto a alcalinidade apresenta, na maioria dos casos, apenas concentrações de bicarbonatos, devido ao pH não ultrapassar valores de 8,3.

No monitoramento dos reatores anaeróbios, a verificação da alcalinidade torna-se mais importante que a avaliação do pH. Isto se deve à sensibilidade do pH que apresenta-se em escala logarítmica, significando que pequenas reduções nos seus valores, necessitam de um consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do meio. (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A alcalinidade total presente em sistemas anaeróbios é devida a soma das parcelas da alcalinidade parcial e a parcela relativa aos ácidos orgânicos voláteis, sendo que somente a primeira é utilizada para neutralizar os AGV. (DILLALO; ALBERTSON, 1961).

Astals et al. (2011) e Barcelos (2009) destacam a importância no monitoramento da alcalinidade do sistema. Eles afirmam que a alcalinidade deve ser suficientemente alta para evitar a desestabilização do sistema originado pela possível acumulação de ácidos graxos voláteis. Com uma alcalinidade insuficiente, o digestor sofre acidose, resultando na cessação da produção de metano. (JAYASINGHE et al., 2001).

Kugelman e Chin (1971, apud BARCELOS, 2009, p. 31), observaram o efeito inibitório à atividade bacteriana quando as concentrações de ácido acético, propiônico e butírico ultrapassaram 6000 mg/L.

O valor da relação AGV/ALC em sistemas anaeróbios fornece indicação sobre o estado de equilíbrio dinâmico no conteúdo do reator. Ward et al. (2008), considera o monitoramento do equilíbrio dos reatores, pelo parâmetro da alcalinidade, um método aplicável e confiável para investigação da estabilidade dos mesmos.

Para valores situados em torno de 0,5 o estado de equilíbrio é atingido e o biogás produzido passa a conter em média 60% (porcentagem em volume) de gás metano. (LEITE et

al., 2004). Alguns autores, como Liu et al. (2012) e Scano et al. (2014) citam valores menores que 0,3-0,4 para a relação de AGV/AT, como referência segura para indicar a estabilidade do processo.

Liu et al. (2012), estudaram a co-digestão de resíduos alimentares com resíduos de sistemas de lodo ativado, com diferentes cargas de alimentação, buscado a melhor condição de estabilidade do sistema para a produção de biogás. Quando aplicadas as máximas cargas de alimentação, de 8Kg SV (m<sup>3</sup>.d)<sup>-1</sup>, as maiores taxas de produção foram alcançadas. Segundo o autor, mesmo com as grandes concentrações de AGV encontradas, a capacidade de tamponamento devida à alcalinidade, foi responsável pela estabilidade do sistema, evidenciada pela relação AGV/ALC com valores na faixa de 0,4. De acordo com Astals et al. (2012) a relação ideal entre a concentração de AGV e alcalinidade não deve ser superior a 0,4.

#### **2.3.4 Ácidos Graxos Voláteis**

O processo de DA se dá por meio de um consórcio microbiano, onde cada grupo possui suas condições cinéticas e termodinâmicas ideais de sobrevivência e desenvolvimento. Nas etapas de acidogênese e acetogênese, é onde os AGV são produzidos, e servem de substrato para os micro-organismos responsáveis pela metanogênese produzirem o biogás. Pesquisadores como Chen et al. (2007, 2013) e Lee et al. (2014 apud WANG et al., 2014) afirmam que pH, temperatura, relação C/N e o tempo de retenção do substrato são os fatores chave que controlam a produção de AGV durante a fermentação anaeróbia.

Os AGV são produtos intermediários que se formam durante a degradação de carboidratos, proteínas e lipídios na etapa acidogênica da digestão anaeróbia. Os AGV podem ser substâncias promovedoras, inibidoras ou tóxicas para os micro-organismos fermentativos, dependendo da sua concentração. Em baixas concentrações os AGV não causam efeitos sobre os micro-organismos, enquanto que, em altas concentrações, podem se tornar inibidores do processo fermentativo. (TREVISAN, 2010).

Segundo Chernicharo (1997), quando as condições ambientais no interior do sistema anaeróbios são favoráveis, bem como a população de bactérias metanogênicas contida no sistema encontra-se em quantidade suficiente, as mesmas utilizam os AGV produzidos tão rapidamente quanto estes são formados. Caso estas condições sofram um desequilíbrio, isto resultará em um acúmulo de ácido no sistema. Nestas condições, a alcalinidade é consumida rapidamente e os ácidos livres não neutralizados, provocam a queda do pH.

Os AGV compreendem os ácidos graxos de cadeias C2 a C5, ou seja, acético, propiônico, butírico, etc. (WANG et al., 2014). Entre os AGV, o acético, propiônico e butírico são os mais favoráveis à formação de metano, sendo o acético o precursor de mais de 70% do metano formado em sistemas anaeróbios (CHERNICHARO, 2007; WIJEKOON, VISVANATHAN; ABEYNAYAKA, 2011).

Os AGV, em sua forma dissociada, podem atravessar a parede celular dos microrganismos e provocar uma queda do pH no interior da célula, fazendo com que ela utilize a energia que seria empregada no crescimento microbiano para estabilizar suas condições fisiológicas. Desse modo, ocorre a redução da energia necessária para o seu crescimento, prejudicando-o. Altas concentrações de AGV dissociados também podem aumentar a força iônica do meio líquido provocando a ruptura da membrana celular dos microrganismos. (ZHENG; YU, 2005).

A acumulação de AGV, principalmente acético, propiônico e butírico, pode ocorrer como resultado do não atendimento das condições ideais de crescimento ou da não observância de limitações cinéticas e termodinâmicas, e deve ser encarada como um sintoma de que uma ou mais etapas do consórcio anaeróbio está sendo prejudicada. (AQUINO E CHERNICHARO, 2005).

A Tabela 4 ilustra os dados cinéticos das fases acidogênese e metanogêneses na digestão anaeróbia a 35°C.

**Tabela 1 - Cinética da digestão anaeróbia a 35° C.**

<b>Etapa</b>	<b>K</b> <b>mgDQO/mg SV.d</b>	<b>Y</b> <b>mgSV/mg DQO</b>	<b>Ks</b> <b>mg DQO/L</b>	<b><math>\mu_{max}</math>L/d</b>
Acidogênese	13	0,15	200	2
Metanogênese	13	0,03	50	0,4

**Fonte: Adaptado de Malina e Polland, 1992.**

Na Tabela 1, o Y, representa a quantidade de biomassa gerada, a partir do substrato disponível, e o  $\mu_{max}$ , representa a velocidade específica máxima de crescimento para cada um dos grupos de bactérias atuantes nos processos destacados acima. Pelos números apresentados percebe-se que ambos os parâmetros, têm valores 5 vezes superiores para as bactérias atuantes durante a acidogênese, ou seja, elas geram 5 vezes mais biomassa em função do substrato que as alimenta, conseqüentemente gerando 5 vezes mais produtos (AGV), os quais são substratos para as bactérias metanogênicas. Uma vez que os AGV são produzidos pelas acidogênicas e acetogênicas, e consumidos pelas metanogênicas, este

segundo grupo, no caso de sobrecarga orgânica, não consegue metabolizar os AGV na mesma taxa em que são gerados, o que ocasiona, enfim, o acúmulo dos ácidos no processo.

A inibição dos micro-organismos sintróficos pela acumulação de produtos acidogênicos levará a uma contínua acumulação de AGV, o que contribuirá para o consumo de alcalinidade e decréscimo do pH. A queda do pH afetará principalmente o crescimento de micro-organismos metanogênicos e sintróficos, compondo o problema de acumulação de AGV e podendo levar à falha do processo. (AQUINO E CHERNICHARO, 2005). A prevenção do acúmulo de ácidos no sistema pode ser obtida com o aumento da quantidade de inóculo durante a partida dos reatores, sem a necessidade de ajuste do pH com produtos químicos. (SILVA, 2014).

A DA de resíduos alimentares realizada por Zhang et al. (2007), foi conduzida a 50°C com duas cargas iniciais de alimentação. Nos primeiros 5 dias para ambas cargas, a produção de metano foi baixa, alcançando seu pico de rendimento após o 6 dia. Sendo assim, o autor concluiu que os melhores rendimentos foram obtidos após o sistema superar a fase inicial de choque de carga, devido à cumulativa produção de AGV.

### **2.3.5 Carga de Alimentação**

A carga orgânica de alimentação precisa ser otimizada para se obter a máxima produção de biogás, ou seja, a produtividade possível em função do substrato adicionado. Nos casos em que taxa de carregamento orgânico é superior à capacidade da biomassa presente no processo, o processo de digestão muitas vezes se torna desequilibrado devido à produção excessiva de ácidos graxos voláteis. (KIELY et al., 1997).

A biodegradabilidade do material dada em função da sua composição, portanto, sempre que possível, deve-se caracterizá-lo quanto ao teor de ST, SV, DQO. Apesar da variação de SV devido à heterogeneidade dos resíduos, este parâmetro é indicado como indicador primário do potencial de degradação anaeróbia do substrato. (SILVA, 2014). A DQO é um parâmetro preferencialmente analisado na caracterização de águas residuárias. Para substratos orgânicos sólidos heterogêneos ou amostras com elevado teor de sólidos totais (ST) a interpretação deste parâmetro é difícil e apresenta algumas incertezas (ANGELIDAKI, 2009; RAPOSO et al., 2012).

Xu et al. (2014) estudaram a variação da carga orgânica em biorreatores alimentados com resíduos alimentares, e mostraram a influência da carga orgânica aplicada na geração de biogás e atividade metanogênica. Os micro-organismos metanogênicos foram

inibidos pela alta produção de ácido acético no sistema, e seu crescimento foi afetado em comparação às cargas orgânica menores.

Em alguns casos, problemas de baixo rendimento de biogás são associados com uma relação C/N elevada ou alto conteúdo de lignina. (CHEN et al., 2008). Os desequilíbrios de nutrientes também são considerados como um importante fator limitante da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.

Inadequadas relações C:N podem resultar em proporções de nitrogênio amoniacal total elevado e/ou acúmulo de AGV no digestor. Alguns trabalhos existentes recomendam uma faixa operacional de relação C:N de 20:1 a 30:1, com uma ótima relação de 25:1 para o crescimento de bactérias anaeróbicas, em um sistema de DA. (PANG et al., 2008).

O bom desempenho dos processos biológicos requer a disponibilidade de nutrientes essenciais para o desenvolvimento microbiano, em proporções adequadas. Igualmente a ausência de nutrientes ou a presença de compostos tóxicos afetará em maior escala os microrganismos de lento crescimento, ou seja, os acetogênicos e metanogênicos, resultando em sintomas similares aos observados durante as condições de choque do sistema, ou seja, acumulação de AGV e uma baixa produção de metano (AQUINO E CHENICHARO 2005 apud McCARTY, 1971).

Se o processo for alimentado com uma quantidade muito grande de matéria orgânica em um breve período de tempo ou se a metanogênese por alguma razão for inibida, eleva-se a concentração dos metabólitos ácidos da acidogênese. Em situações normais, o valor do pH se neutraliza pelo efeito tampão do carbonato e da amônia, porém, quando a capacidade de tamponamento do sistema se esgota, o valor do pH se reduz devido ao acúmulo de ácidos orgânicos. (GUIA PRÁTICO DO BIOGÁS, 2010).

O conhecimento da fração de SV ajuda na melhor definição da biodegradabilidade dos resíduos, da geração de biogás, da taxa de carga orgânica e da relação C/N. Em geral, resíduos orgânicos de cozinha, devido à maior umidade, são mais propícios à degradação anaeróbia, e resíduos com alto teor de lignina e celulose, como resíduos de podas e jardinagem, são mais indicados para a degradação aeróbia (compostagem). (MATA e ALVAREZ et al., 2003, apud REICHERT, 2005).

### **2.3.6 Inóculo e Partida do Reator**

Com relação à partida do reator, ou seja, o início do processo de DA, o ecossistema anaeróbio não se instala imediatamente após a adição dos resíduos no reator e

precisa ser estimulado até o sistema alcançar seu ponto de equilíbrio. A adição de um inóculo com potencial metanogênico, então, faz-se necessária, para que dessa forma o equilíbrio da relação C/N seja propício, melhorando as condições do substrato para a ação microbiana. (BARCELOS, 2009).

De acordo com Pandey et al. (2011), muitos estudos realizados, relatam que o sucesso na partida de um reator é devido à fatores como fonte de inóculo, taxa inicial de carregamento, tempo de retenção hidráulico e tempo de retenção de sólidos. Durante a partida a biomassa se aclimata e cresce no novo ambiente, portanto, uma proporção equilibrada da população acetogênica e metanogênica é necessária para iniciar a produção de biogás.

Segundo Mata-Alvarez et al. (2000), o uso do inóculo com potencial metanogênico na partida de reatores, é uma estratégia pesquisada com o intuito de melhorar o rendimento da digestão anaeróbia utilizando substrato que, em muitos casos, aumenta a produção de biogás e diminui o tempo de degradação. Normalmente são usados como inóculos lodo de esgoto digerido, lodo de UASB, estrume, resíduo digerido e lixiviado (PINTO, 2000; KHALID et al., 2011). No entanto, outros inóculos e co-substratos podem ser utilizados de acordo com a disponibilidade e características de cada região.

De acordo com Agdag e Sponza, (2007), na DA, co-digestão é nome dado ao uso de tratamentos combinados de diversos tipos de resíduos com características complementares. Ela permite o uso de instalações existentes reduzindo, sobretudo, os custos de implantação. Ela permite o uso de instalações existentes reduzindo, sobretudo, os custos de implantação. (RIZK, BERGAMASCO; TAVARES 2007, apud BARCELOS, 2009 P. 29). Ainda destacam-se como benefícios da digestão com o uso de inóculo a diluição de compostos potencialmente tóxicos, melhoramento do balanço de nutrientes, efeito cinérgico dos microrganismos, aumento da carga da matéria biodegradável e melhora do rendimento do biogás. (SOSNOWSKI, et al., 2003).

Segundo Barcelos (2009), a relação ótima de percentagem de inóculo a ser adicionado para acelerar o processo de digestão não foi definida até o momento. Para obter um processo balanceado, a quantidade de inóculo a ser adicionada dependerá da atividade metanogênica do inóculo e da taxa de produção inicial do substrato (quantidade da fração facilmente degradável).

Vários autores já estudaram a digestão de resíduos sólidos com a adição de inóculos. Na Tabela 2, alguns destes trabalhos são citados.

**Tabela 2 - Estudos sobre digestão anaeróbia de RS e diferentes inóculos.**

<b>Autor</b>	<b>Resíduo</b>	<b>Inóculo</b>	<b>T (°C)</b>	<b>Td (dias)</b>	<b>Remoção de MO (%)</b>
Del Borghi et al. (1999)	Resíduos de cozinha triturados	Lodo primário e secundário	55	12	56-63 (STV)
Stroot et al. (2001)	FORSU + lodo primário + lodo ativado	Esterco bovino e lodo de digestor anaeróbio	37	4 a 20	43-68 (SVT)
Xu et al. (2004)	Alimentos	Lodo de digestor e de reator UASB	35	16	60 (STV)
Bouallagui et al. (2003)	Frutas e Verduras	Lodo de digestor	20-35-55	20	54-87 (STV)
Agdag e Sponza (2007)	Resíduos de alimentos	Lodo de esgoto industrial	35-40	150	83, 87 e 89 (DQO)
Barcelos (2009)	FORSU	Estercos, suíno, bovino e rumem bovino	30-35	167	43 (SVT)
Reis (2012)	Resíduos de alimentos	Esterco bovino + esgoto sintético	25	42	82 (STV)
Liu et al. (2012)	Resíduos Alimentares	Resíduo de lodo ativado	35	15	61 a 69%
Dahiya e Joseph (2015)	Resíduos alimentares	Esterco de gado leiteiro	15 a 40	365	93 – 97 % (STV)

De acordo com os estudos demonstrados na Tabela 2, verifica-se que diversas pesquisas experimentais têm sido realizadas na área de digestão anaeróbia e por um longo período de tempo e, no geral, são obtidos bons resultados de eficiência de remoção de matéria orgânica e produção de biogás. Pode-se dizer então, que esta técnica acelera a digestão dos resíduos, aumenta a produção de biogás, e, além disso, dá destino aos resíduos às vezes tidos como inservíveis.

Raposo et al. (2009) afirma que um aumento na relação substrato inóculo pode impactar positivamente na taxa de produção de metano aumentando estas taxas. No entanto, os mesmo autores relatam que outros estudos encontraram efeitos negativos com o acréscimo dessa relação.

Segundo Neves, Oliveira e Alves (2004), a complexidade da interação alimento e micro-organismo (relação S/I) aumenta à medida que se eleva o teor de sólidos do resíduo a ser digerido, devido à acumulação de AGV no sistema, particularmente naqueles de batelada de uma só fase. Silva (2014) afirma que quanto maior a quantidade de inóculo, mais rápida será a conversão do substrato e menores serão os efeitos inibitórios do substrato na produção de metano.

Agdag e Sponza (2007) avaliaram a digestão anaeróbia utilizando lodo de estação de tratamento de esgoto como inóculo. Na pesquisa, verificou-se que a concentração de ácidos voláteis orgânicos decaiu significativamente nos reatores inoculados com o lodo, resultando aumento no valor de pH quando comparado com o reator sem adição de inóculo. A produção de gás metano e a relação DBO/DQO no lixiviado foram melhores nos reatores que digeriram com o lodo, comparando com reator que digeriu apenas com FORSU.

Carneiro (2005), também analisou o efeito da adição de lodo anaeróbio, proveniente de reator UASB, ao reator anaeróbio tratando a FORSU. Na pesquisa, comparou-se a inoculação com lodo com a inoculação com lixiviado proveniente do aterro sanitário. A adição de lodo favoreceu a DA, acelerando a degradação dos AGV, antecipando a geração de biogás e aumentando a composição percentual de metano, assim como aumentou, também, a eficiência de conversão de ST e SV.

Resultados favoráveis também foram alcançados por Pandey et al. (2011). Ao avaliar diversos tipos de inóculos para a digestão de esterco, a digestão realizada com lodo de estação de tratamento de esgoto, obteve redução de 61% de SV, faixas de operação de pH entre 5,5 e 7,7 e teores de metano no biogás produzido em torno de 70%, sendo estes teores duas vezes maiores que os obtidos a partir de outros inóculos. Sendo assim o uso de lodo de reator anaeróbio de plantas de tratamento de esgoto foi considerado adequado para a partida de reatores anaeróbios mesofílicos.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo serão descritas todos os materiais e metodologia que foram aplicadas a este estudo. Ele descreve e apresenta os reatores confeccionados, a origem do substrato e inóculo utilizado, bem como o detalhamento das condições operacionais que compuseram esta pesquisa e as análises de monitoramento realizadas.

#### 3.1 PLANEJAMENTO DE EXPERIMENTO

O estudo foi conduzido no Laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos. Foram testadas diferentes condições de inoculação com base na relação de SV do inóculo e do substrato, a uma temperatura fixa de 35°C, mantida por meio do uso de um banho-maria. Os passos sequenciais adotados no experimento são ilustrados na Figura 3. As análises de monitoramento foram feitas diariamente com exceção dos domingos.

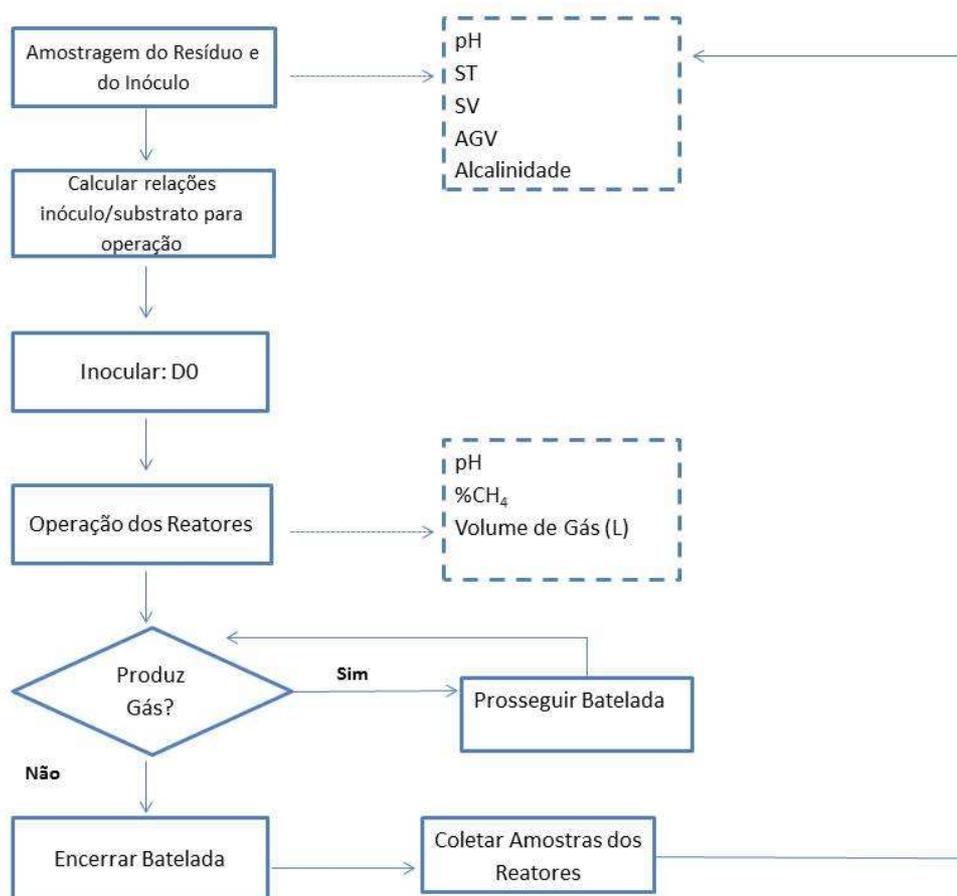


Figura 3 - Fluxograma analítico de cada batelada.

### 3.1.1 Biorreatores

Os reatores foram confeccionados em vidro com 2L de volume. Cada reator possui uma saída na parte inferior para retirada de amostra (1) e duas saídas superiores dispostas em uma rolha de borracha (2 e 3), conforme pode ser observado na Figura 4.



**Figura 4 – Biorreatores anaeróbios.**

Uma saída da rolha (2) é ligada a uma ampola de vidro que atua como gasômetro, permitindo medir individualmente o volume de biogás produzido em cada reator. A retirada de amostra para análise da qualidade do biogás gerado, era realizada na saída indicada pelo número 3. O gasômetro é composto de uma ampola de vidro (4) parcialmente imersa em uma proveta de 1L com água. Mantém-se o volume de água em um valor definido com o reator despressurizado, ou seja, a pressão interna do reator é equilibrada com a pressão dentro da ampola de vidro, e fecha-se o sistema. A partir de então todo o biogás gerado vai provocar um aumento de pressão no reator, fazendo com que o volume de água dentro do gasômetro seja deslocado para fora e medido na proveta (5), conforme o detalhe ilustrado na Figura 5.



**Figura 5 - Selo hídrico para medição do volume de biogás.**

Mede-se o volume deslocado de água a partir da condição inicial na proveta (N2). Desta forma, o volume de água expelida de dentro do gasômetro corresponde ao volume de biogás produzindo naquele intervalo de tempo (N1). Após cada leitura do volume de biogás a pressão no sistema era aliviada, abrindo-se uma torneira na rolha do reator (3). A determinação do potencial de geração de metano para um determinado resíduo sob condições controladas, é então definido pela soma dos volumes de biogás medidos ao longo de cada batelada.

### **3.1.2 Substrato e Inóculo**

O substrato utilizado na pesquisa foi coletado do restaurante universitário (RU) da Unisinos, e consistiu em basicamente sobras e rejeitos dos pratos removidos antes da lavagem dos mesmos. Antes de cada inoculação, uma nova triagem foi realizada, visando remover partículas maiores como papéis, ossos e demais embalagens misturadas a este resíduo e que são indesejáveis ao processo.

O resíduo foi coletado sempre no mesmo dia da semana, hora e local para que as variações referentes à sazonalidade dos mesmos em cada batelada fossem reduzidas. A fração

orgânica separada foi triturada e uma amostra foi separada para caracterização física e química. A caracterização foi feita com relação ao teor de sólidos totais, fixos e voláteis, pH, alcalinidade e AGV.

O lodo utilizado para partida dos reatores foi lodo anaeróbico coletado na saída de fundo do reator anaeróbico UASB para tratamento de esgoto doméstico existente na estação de tratamento de efluentes da Unisinos. O lodo foi caracterizado por meio das análises de pH, alcalinidade, AGV e série de sólidos.

Ao término de cada batelada, o volume restante de cada reator foi completado com o lodo, sendo esse o inóculo da batelada seguinte. O cálculo das proporções foi feito forma a se obter a relação S/I calculada para a batelada posterior. Essa adição de lodo foi necessária, pois ao se coletar as amostras diárias para monitoramento do pH, e para a caracterização final, o substrato digerido dentro dos reatores teve seu volume reduzido.

A massa de resíduos a ser adicionada em cada reator, foi calculada para 5 diferentes relações S/I baseadas no teor de SV dos resíduos e do inóculo utilizado. As condições de operação dos reatores em cada batelada são descritas na Tabela 3.

**Tabela 3 – Condições Operacionais dos reatores.**

Batelada	Relação S/I	Temperatura de operação (°C)
B1	1:5	35
B2	1:4	
B3	1:3	
B4	1:2	
B5	1:1	

### 3.1.3 Operação do biorreator

A relação S/I em cada reator foi variada no sentido de identificar a relação ótima de S/I que permita a operação com pH estável na faixa neutra, que evite o acúmulo de AGV, com conseqüente inativação do sistema, e produza biogás em quantidade e com alto teor de metano.

Os reatores não tiveram uma agitação sistemática fixa. A agitação dos mesmos foi realizada de forma manual ao logo do dia sem frequência definida, mas em especial, antes de cada coleta, com objetivo de homogeneizar a amostra.

Com relação ao tempo de retenção de sólidos (TRS), ou seja, o tempo total de digestão do substrato, o mesmo foi definido individualmente para cada condição, e foi considerado em função da produção de biogás. No momento em que cessou a produção de biogás, foi definido como término da batelada para cada condição.

O conjunto dos reatores foi mantido em banho-maria, com temperatura de operação fixa de 35 °C, conforme Figura 6.



**Figura 6 - Conjunto experimental em funcionamento.**

O nível de água dentro do banho foi mantido próximo ao nível do volume do substrato em digestão dentro dos reatores. Tal medida foi adotada para garantir a manutenção da temperatura homogênea e constante no meio reacional.

### **3.2 MONITORAMENTO DOS REATORES**

Para acompanhar o comportamento dos reatores nas condições operacionais aplicadas a cada batelada, os parâmetros foram monitorados na frequência e de acordo com os métodos indicados na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros, frequência, materiais e métodos de análise para monitoramento.

Parâmetros	Frequência	Material analisado	Métodos utilizados
ST, SF, SV	Tempo Zero e Final	Substrato bruto e fração em digestão	APHA, (2012), Método 2540 E: Gravimetria 550°C
pH	Diário	Substrato bruto e fração em digestão	APHA, (2012), Potenciométrico
Temperatura	Diária	Meio reacional	
Volume Biogás	Diária	Biogás	Volumétrico – deslocamento de coluna d'água
CH <sub>4</sub>	Diário	Biogás	Kit Embrapa
AGV (mg HÁc/ L)	Tempo Zero e Final	Substrato bruto e fração em digestão	Titulométrico
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> / L)	Tempo Zero e Final	Substrato bruto e fração em digestão	Titulométrico

Os procedimentos analíticos de cada amostra foram realizados logo após a coleta, e quando não foi possível, as amostras foram conservadas em câmara fria com temperatura inferior à 4°C. Devido às limitações de volume de amostra, as mesmas foram realizadas em duplicata.

### 3.2.1 Determinação do pH

Para a determinação do pH do substrato em digestão, foram coletados diariamente, em torno de 30 mL de amostra e o pH foi medido de imediato após a coleta utilizando-se pHmetro modelo Tecnal com equalizador de temperatura.

Nas amostras de resíduo bruto, o pH foi analisado conforme Carneiro (2005). Para tal foi utilizada uma proporção de 1:10 de resíduo sólido triturado e água deionizada, mantendo a amostra em agitação constante por 2 horas. O pH da mistura foi avaliado imediatamente após o tempo de agitação.

### 3.2.2 Determinação da Alcalinidade e AGV

Para a determinação da alcalinidade total e AGV, foi utilizado o método titulométrico proposto por DILALLO; ALBERTSON, (1961).

### 3.2.3 Determinação do teor de sólidos

A determinação dos teores de ST, SV e SF foi realizada de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 2540B (APHA, 2012). No entanto, a massa de amostra sólida utilizada nas análises foi de 25,0 – 26,0 g para o resíduo bruto triturado, a fim de minimizar o efeito da heterogeneidade do material (APHA, 2012).

### 3.2.4 Determinação do teor de metano no biogás

A determinação do teor de metano no biogás gerado nos reatores foi feita com a utilização do Kit de análise de biogás, INP PI07061749, Figura 7.



Figura 7 - Kit de Análise de biogás

Esse Kit é composto por uma série de seringas e soluções que devem ser aplicadas de acordo com o passo a passo contido no Manual. Trata-se de uma forma rápida e prática de análise para monitorar o sistema e a qualidade do biogás gerado. Por meio do método de Orsat com adaptações, o teor de metano foi obtido pela diferença no percentual de CO<sub>2</sub> presente no gás coletado.

## 4 RESULTADOS

Inicialmente estão descritos os resultados da caracterização do substrato e do inóculo em cada alimentação. Com relação aos resultados de cada batelada os parâmetros monitorados foram apresentados separadamente e discutidos ao final de cada capítulo.

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO E INÓCULO

O resíduo utilizado como substrato em cada batelada foi caracterizado e os resultados são apresentados abaixo na Tabela 5.

**Tabela 5 - Caracterização do substrato utilizado em cada batelada.**

Condição alimentada	1:5 e 1:4	1:3	1:2 e 1:1
pH (média)	6,11	6,36	6,21
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	225,45	150,3	225,45
AGV (mg HÁc/L)	3810,72	3530,52	4118,94
ST (%)	34	35	31
STV(%)	92	96	94

Cabbai et al. (2013), testou o potencial metanogênico de diversas fontes de resíduos digeridos com lodo de esgoto anaeróbio. Os autores relataram que os resíduos de restaurantes e cantinas, são os mais heterogêneos, pois possuem diferentes materiais crus e cozidos. Neste estudo os resíduos apresentaram características semelhantes à deste estudo, com ST e SV, em torno de 30 e 95% respectivamente. Leite et al. (2009) estudou o tratamento anaeróbio de resíduos sólidos vegetais recolhidos em feiras e centrais de abastecimento e o pH médio dos resíduos foi 6,9.

Um resíduo pode ser classificado como de fácil biodegradabilidade se a relação SV/ST for acima de 0,7. (GUELFO et al., 2011) Em todas as bateladas estudadas, os resíduos brutos apresentaram relação acima de 0,7, demonstrando-se adequado à DA. Apesar da variação dos SV devido à heterogeneidade dos resíduos, este parâmetro é recomendado como indicador primário do potencial biometanogênico do substrato. (RAPOSO et al., 2012).

Com relação ao lodo utilizado como inóculo nos experimentos, sua caracterização física e química segue na Tabela 6.

**Tabela 6 - Caracterização do lodo do reator UASB da Unisinos.**

Condição alimentada	5:1, 4:1 e 3:1	2:1 e 1:1
pH(média)	6,3	6,3
Alcalinidade mg CaCO <sub>3</sub> /L	864,68	905,85
AGV mg HÁc/L	65,22	83,01
ST (%)	10%	9%
STV(%)	51,05	50,46

Não foi realizado um teste em branco para medir o potencial de geração de biogás do lodo utilizado, no entanto, antes de sua utilização, o mesmo ficou acondicionado em bombona plástica aberta por 30 dias.

Silva (2014), também trabalhou com lodo anaeróbico para a digestão de RA em diversas condições de inoculação. A autora caracterizou o lodo quanto ao teor de ST e SV, e encontrou valores de 30,5% e SV 59,5%, respectivamente e o pH medido pela autora foi 7,0.

Rempel, (2014) e Schultz (2015), trabalharam com este mesmo material em seus experimentos, caracterizando este lodo como inóculo anteriormente. Rempel encontrou valores de ST e SV, em torno de 38 e 47% respectivamente e Schultz (2015) encontrou valores médios de 22 e 63% respectivamente para os mesmo parâmetros. Para alcalinidade Rempel (2014) encontrou 337 mg CaCO<sub>3</sub>/L e AGV 124 mg HÁc/L, e Schultz (2015) 855,6 mg CaCO<sub>3</sub>/L e 1228,2 HÁc/L. Mesmo tratando-se do lodo coletado na mesma origem, esta variação nos parâmetros é esperada, em função da sazonalidade do efluente tratado.

## 4.2 CONDIÇÕES OPERACIONAIS

Antes da primeira batelada foi realizada a preparação do material a ser utilizado como inóculo. Os reatores foram inoculados com uma condição de 1:10 de S/I, onde o inóculo consistia apenas no lodo do reator UASB, afim de se aclimatar as bactérias para o

início do processo. Não foram realizadas medições quanto aos volumes de biogás produzidos neste ensaio, apenas aguardou-se extinguir a produção do mesmo para caracterizá-lo e iniciar o experimento. Segundo Raposo, (2009, apud Silva, 2014), geralmente, durante a primeira alimentação, o lodo se adapta à degradação do substrato e a atividade será normalmente maior na segunda alimentação em relação à primeira.

Os resultados dos teores de SV iniciais de cada reator, do lodo e do substrato, a partir dos quais as relações foram calculadas, são apresentados na Tabela 7.

**Tabela 7 - Teores de SV dos reatores, lodo e substrato em cada condição.**

Batelada	Reator	SV reator (%)	SV lodo (%)	SV substrato (%)
1:5	R1	44,10		
	R2	45,85	51,05	94,24
	R3	43,55		
1:4	R1	47,49		
	R2	45,92	51,05	94,24
	R3	45,22		
1:3	R1	48,24		
	R2	49,80	51,05	96,01
	R3	48,47		
1:2	R1	46,93		
	R2	47,02	50,24	94,19
	R3	45,78		
1:1	R1	46,07		
	R2	46,34	50,24	94,19
	R3	45,46		

As condições aplicadas aos reatores, com as massas de SV adicionada a cada um deles, em função dos SV contidos no inóculo utilizado nas 5 bateladas, e a temperatura de operação, encontram-se na Tabela 8. Os testes foram realizados considerando-se as seguintes relações S/I, 1:5, 1:4, 1:3, 1:2 e 1:1

**Tabela 8 – Massas de SV aplicadas aos reatores para cada condição.**

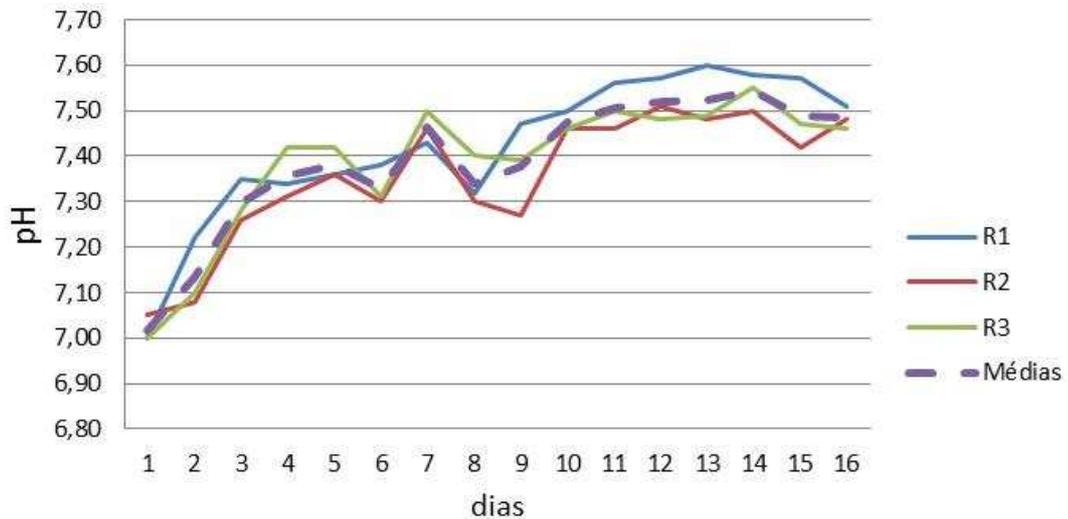
Batelada	Relação S/I	Reatores	Massa de SV do Inóculo (Reator+Lodo) (g)	Massa de SV do substrato (resíduo) (g)	T Operação (°C)
B1	1:5	R1	56,8020	11,3604	35
		R2	58,5015	11,7003	
		R3	56,3092	11,2618	
		Média	57,2042	11,4408	
B2	1:4	R1	59,1662	14,7915	
		R2	59,03375	14,7584	
		R3	55,4367	13,8592	
		Média	57,8789	14,4697	
B3	1:3	R1	45,7224	15,2408	
		R2	47,7649	15,9216	
		R3	46,1113	15,3704	
		Média	46,5329	15,5110	
B4	1:2	R1	57,7431	28,8716	
		R2	59,5946	29,7973	
		R3	57,2403	28,6201	
		Média	58,1927	29,0963	
B5	1:1	R1	56,6967	56,6967	
		R2	56,7112	56,7112	
		R3	57,9946	57,9946	
		Média	57,1342	57,1342	

As relações foram determinadas em função da concentração de SV, que é a que melhor representa a fração orgânica do substrato e a biomassa presente no inóculo. (SOUTO, 2005, apud SILVA, 2014). As relações iniciaram com quantidades menores de substrato e foram aumentadas até atingirem valores iguais de substrato e inóculo nos reatores (1:1).

### 4.3 COMPORTAMENTO DO POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

O pH dos reatores foi medido diariamente, com exceção dos domingos. As três primeiras condições estudadas apresentaram comportamentos semelhantes quanto ao monitoramento deste parâmetro ao longo do período de estudo. A quarta condição mesmo com maiores variações permaneceu dentro da faixa recomendada, no entanto a quinta condição foi a que apresentou os valores inferiores de pH.

Nesta condição, o pH médio verificado foi 7,4, e o comportamento do pH observado para esta condição ao longo do período está apresentadas na Figura 8 abaixo.

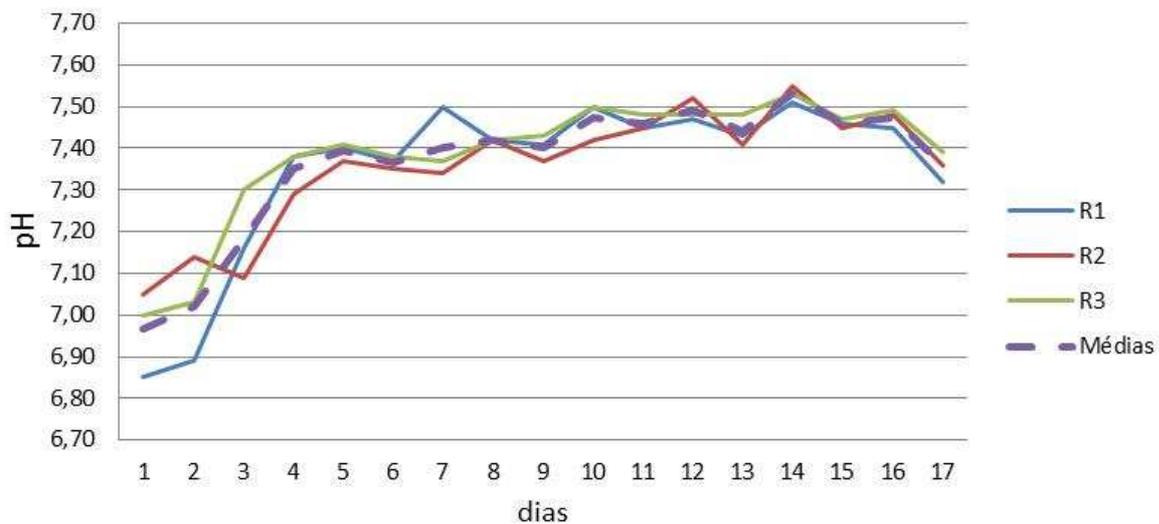


**Figura 8 – Comportamento do pH na condição 1:5**

Observa-se que ao longo do período de estudo o pH do meio reacional nesta condição sofreu variações, porém, manteve-se dentro da faixa ótima considerada ideal pela literatura. O pH inicial médio do sistema foi 7,0, e permaneceu em elevação até o quinto dia de operação. O mesmo chegou a alcançar valores de 7,6 no R1 próximo do período final da batelada, e o pH médio final medido para os três reatores nesta condição foi de 7,5.

Os valores de alcalinidade, AGV e a relação AGV/ALC no início e no final da batelada, conforme apresentado na Tabela 9, mostraram que os reatores operaram em condições estáveis durante os 19 dias de operação. Foi mantida uma adequada faixa de pH para o sistema por todo o período, refletindo na produção do biogás desta condição, com valores médios acumulados de biogás 7,8L.

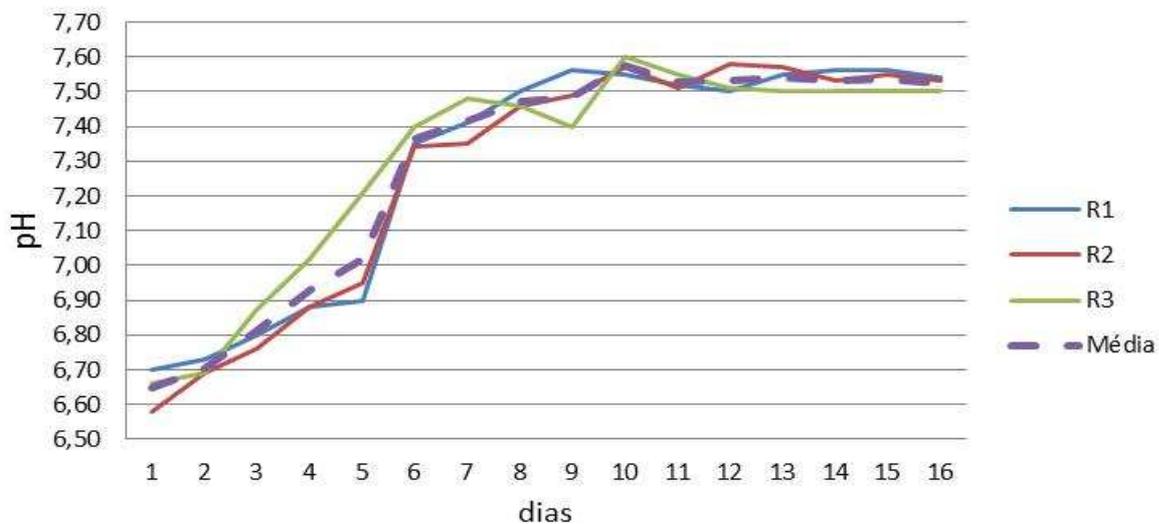
Para a condição de operação 1:4, a Figura 9 mostra os valores de pH monitorados.



**Figura 9 - Comportamento do pH na condição 1:4.**

De forma semelhante à condição 1:5, inicialmente o pH dos reatores aumentou até o quinto dia de monitoramento e a estabilização ocorreu por volta do nono dia, onde a variação entre valores máximos e mínimos é menor. O pH inicial do sistema foi inferior à condição 1:5, porém ao término dos experimentos, valores bem semelhantes foram observados, por volta de 7,5. As relações AGV/ALC no início e no fim do período, encontradas na Tabela 10, confirmam a condição estável do sistema, já verificada nos valores do pH.

Para a condição 1:3, os resultados do monitoramento do pH estão ilustrados na Figura 10.



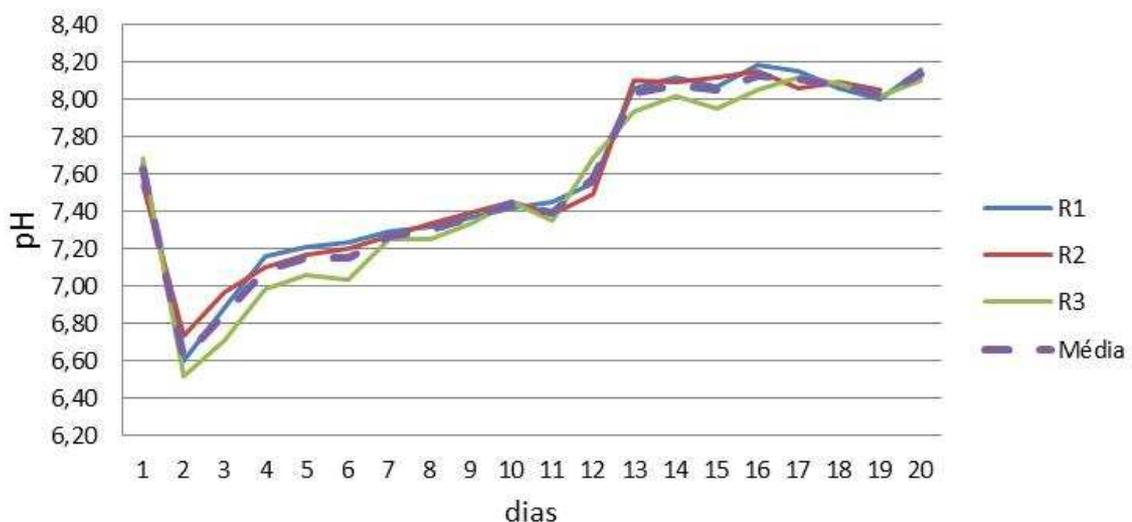
**Figura 10- Comportamento do pH na condição 1:3.**

O pH da condição 1:3 apresentou uma maior variação, com valores iniciais em torno de 6,6 em média, logo no início da operação e máximos de 7,6 em média no décimo dia. Percebe-se para as três condições já citadas, que o pH inicial do sistema decresce progressivamente à medida que uma maior relação de resíduos para o inóculo contido nos reatores é aplicada. Este fato pode estar relacionado ao pH e a concentração de AGV dos resíduos, que possuíam valores médios de 6,2 e 3,8g/L de HAc, respectivamente.

As três condições acima ilustradas, mostram uma variação maior no pH nos primeiros 7 dias de operação, onde há um aumento gradual dos valores encontrados. Os valores se estabilizaram por volta do décimo dia, permanecendo entre 7,5 e 7,6 até o final da operação das bateladas.

Esta instabilidade inicial do sistema pode ser creditada ao período de adaptação das bactérias ao substrato, onde ocorre a solubilização deste substrato e uma alta produção de AGV. Devido à boa capacidade de tamponamento que as três condições apresentaram, não houve uma redução do pH do meio até valores inibitórios, mantendo-os dentro de uma faixa adequada de trabalho, que de acordo com Paes (2003), Aquino e Chenicharo (2005) e Barcelos (2009), é de 6,5 até 7,5.

Para a condição 1:2, os valores do monitoramento do pH são demonstrados na Figura 11 abaixo.

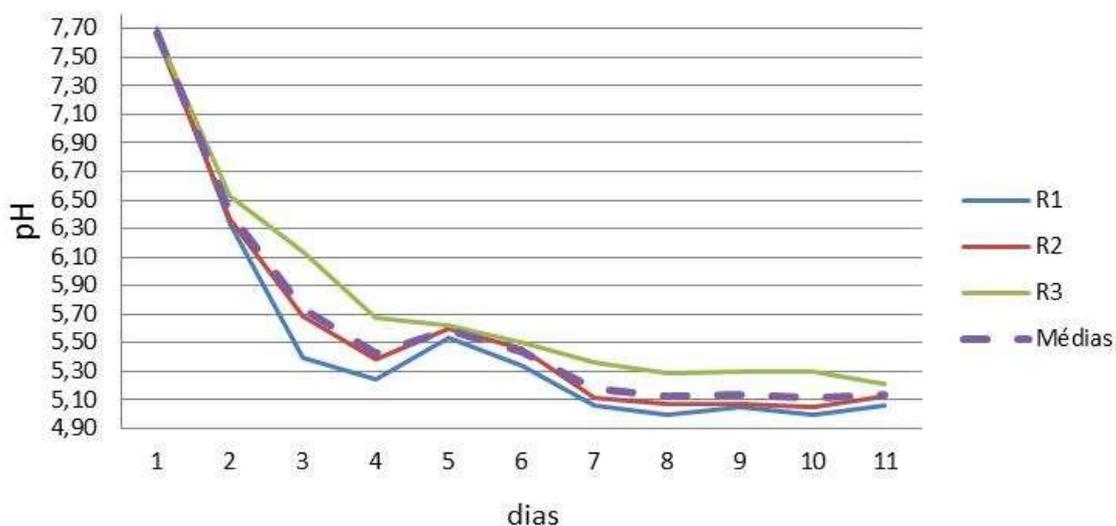


**Figura 11 - Comportamento do pH na condição 1:2.**

Nesta condição, um comportamento típico do pH em sistemas anaeróbios pode ser observado, ao contrário das demais bateladas estudadas. Há um decréscimo significativo inicial do pH, durante os primeiros dias de operação, caindo de 7,68 até 6,61 em média. Este comportamento é atribuído aos AGV produzidos em grande quantidade no início do processo, e pela maior relação S/I que em relação às condições anteriores. Após os dois primeiros dias de queda, o pH começou gradualmente a aumentar, atingindo valores acima de 8,0 ao final do experimento, quando cessou a produção de biogás. Esta capacidade de retomada na elevação do pH, pode ser explicada devido o mesmo não ter atingido valores inibitórios, para o sistema.

Raposo et al. (2009) estudou a influencia das diferentes relações inóculo substrato para a DA de torta gerada na produção de óleo de girassol, à 35<sup>0</sup>C utilizando lodo anaeróbio como inóculo. Em seu estudo o pH para a relação 1:2, decaiu nos dois primeiros dias de 7,5 a 7,0, e após este período volta a subir até atingir 7,7, comportamento semelhante ao encontrado neste estudo para a mesma relação S/I utilizada.

A condição 1:1, foi a condição onde foi adicionada a maior quantidade de substrato para o inóculo disponível. Conforme a Figura 12, o pH para esta condição, comportou-se de maneira distinta das outras condições testadas.



**Figura 12 - Comportamento do pH na condição 1:1.**

Nesta condição todos os reatores, a partir da inoculação apresentaram queda no pH mesmo com um valor inicial de 7,7, atingindo valores mínimos de 5,0 no reator R1. Na Tabela 12, pode-se perceber que mesmo com altos valores de alcalinidade inicial, a mesma não foi suficiente para manter o pH em condições adequadas à sobrevivência do sistema, uma

vez que a concentração de AGV aumentou expressivamente em comparação às outras condições ao término do experimento.

Neste experimento não foram medidos individualmente os AGV formados em cada condição, no entanto a literatura é vasta em relatar que dentre os AGV formados no processo de DA, os ácidos acético e propiônico são aqueles produzidos em maiores quantidades, e por consequência os que mais contribuem para a acidificação do sistema. (CHERNICHARO, 2007; WIJEKOON, VISVANATHAN E ABEYNAYAKA, 2011).

Da mesma forma, em estudo conduzido por Bouallagui et al. (2003), um reator anaeróbio foi alimentado com diferentes concentrações de sólidos, variando de 4 a 10% a 35°C. Após uma semana de operação, quando alimentado com 10% de sólidos, o pH do reator reduziu de 7,2 para 5,3, e o experimento foi encerrado, pois houve a inibição da metanogênese, devido à rápida degradação do substrato em AGV.

Ao se analisar os resultados obtidos para o pH neste estudo, pode-se comparar à pesquisa acima citada. O aumento da quantidade de resíduo aplicados aos reatores ao longo do estudo, influenciou no pH de operação. Assim como nesse estudo de Bouallagui et al. (2003), o acréscimo da concentração de sólidos nos reatores em cada batelada testada conduziu a acidificação do sistema.

Raposo et al. (2008, 2009), não encontrou desequilíbrios no pH em sua pesquisa, inclusive quando utilizou esta mesma relação 1:1 de S/I para DA da torta de óleo de girassol. No estudo conduzido pelos autores, o pH decaiu apenas até 7,0, porém os AGV medidos, alcançaram valores de aproximadamente 1000 mg/L HÁc, muito inferiores ao deste estudo que atingiram em média 8200,0 mg/HÁc L, conforme demonstrado na Tabela 13, o que pode explicar o motivo da acidificação observada neste estudo em oposição ao estudo citado.

#### **4.4 ALCALINIDADE, AGV E RELAÇÃO AGV/ALCALINIDADE**

A alcalinidade e os AGV dos reatores para cada condição foram medidos no início e no final de cada período experimental, e as relações entre os parâmetros foi então estabelecida. Diversos autores indicam ser este um dos mais importantes parâmetros a se verificar, a fim de prever a estabilidade do sistema de DA.

Na Tabela 9, os valores medidos para estes parâmetros para condição 1:5 são apresentados.

**Tabela 9 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:5**

Reator	Inicial			Final		
	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC
R1	2329,65	140,10	0,06	4659,30	168,12	0,04
R2	2254,50	140,10	0,06	4283,55	168,12	0,04
R3	2404,80	196,14	0,08	4584,15	196,14	0,04
Médias	2329,65	177,46	0,07	4471,43	177,46	0,04

A alcalinidade nos reatores aumentou ao final do experimento, e mesmo com o aumento dos AGV, não foi verificada acidificação do sistema. Este resultado tem relação com os valores de pH encontrados, próximos a 7,5, na mesma condição.

No caso dos reatores operados na condição de 1:5, foram encontrados valores médios de 0,08 e 0,05 para as relações iniciais e finais entre AGV/ALC respectivamente. Dessa forma, pode-se considerar que o sistema permaneceu estável ao longo dos dias de operação.

Para a condição 1:4, uma maior variação nos resultados entre os reatores foi verificada no início da batelada, conforme descrito na Tabela 10.

**Tabela 10 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:4.**

Reator	Inicial			Final		
	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC
R1	2614,61	545,51	0,21	4858,65	201,60	0,04
R2	2882,25	486,22	0,17	4652,78	142,31	0,03
R3	2470,50	195,67	0,08	4899,83	154,17	0,03
Médias	2642,06	409,14	0,15	4803,75	166,03	0,03

Inicialmente, as relações entre os parâmetros nos reatores 1 e 2, foram mais elevadas, mas ainda dentro da faixa recomendada (até 0,5). No entanto pode-se considerar

que os mesmos atingiram a estabilidade ao término da batelada, pois os valores médios finais dessa relação foram, respectivamente de 0,04 e 0,03 para R1 e R2. Esta variação entre os reatores pode ser decorrente do substrato utilizado, uma vez que a heterogeneidade na composição por mais que se tente, não pode ser evitada.

Metcalf e Eddy, (2003) mencionam que quando o processo de digestão anaeróbia está ocorrendo de forma satisfatória a alcalinidade terá valores situados entre 2 e 4 g CaCO<sub>3</sub>/L. Os resultados demonstram que as duas primeiras condições mantiveram-se dentro da faixa recomendada, reforçando os dados de desempenho satisfatório para ambas as condições.

Na batelada 3, a condição 1:3 para o S/I foi aplicada, e os resultados dos parâmetros alcalinidade, AGV e da relação AGV/ALC, são apresentadas na Tabela 11.

**Tabela 11 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:3.**

Reator	Inicial			Final		
	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC
R1	4899,83	142,31	0,03	5435,10	166,03	0,03
R2	4776,30	154,17	0,03	5311,58	177,89	0,03
R3	5188,05	142,31	0,03	5352,75	154,17	0,03
Médias	4954,73	146,26	0,03	5366,48	166,03	0,03

Nesta condição, ao se comparar com as bateladas anteriores, verificou-se valores mais elevados de alcalinidade inicial, com médias de 4954,7 mg/L CaCO<sub>3</sub>. Segundo Raposo et al. (2009) a atividade metanogênica é dependente do grau de adaptação do lodo ao substrato, ou ao crescimento de nova biomassa. À medida que este lodo se adapta, um aumento da atividade em alimentações consecutivas será observado, devido ao crescimento de novas células. Sendo assim, para esta batelada pode-se creditar estes valores, à estabilidade atingida pelo inóculo, que consistia no substrato digerido da batelada anterior em conjunto com o lodo.

Para a condição 1:2 aplicada os resultados seguem expressos na Tabela 12.

**Tabela 12 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:2.**

Reator	Inicial			Final		
	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC
R1	5105,70	148,24	0,03	5249,81	260,90	0,05
R2	4899,83	154,17	0,03	5270,40	225,32	0,04
R3	4899,83	142,31	0,03	5023,35	219,39	0,04
Médias	4968,45	148,24	0,03	5181,19	235,20	0,05

Ao final desta batelada, um aumento na concentração dos AGV foi observado. Este aumento pode ser atribuído a maior massa de SV aplicada aos reatores, fazendo com que o sistema não converta em biogás com a mesma eficiência este substrato adicionado. Segundo Venkata Mohan et al. 2008, o acúmulo de AGV significa que a população metanogênica foi insuficiente para converter os AGV disponíveis em metano.

De uma forma geral, os resultados das 4 primeiras bateladas estão de acordo com a literatura. Para e Metcalf & Eddy (1991), recomendam-se valores de alcalinidade entre 1000 e 5000 mg/L de CaCO<sub>3</sub>, e uma concentração de AGV não maior que 250 mg/L para que o sistema funcione adequadamente. Os resultados apresentados demonstraram que para as quatro primeiras condições, a capacidade de tamponamento do sistema foi eficiente, pois manteve o pH em condições favoráveis.

Diversos autores como Leite et al. (2004), Liu et al. (2012), Astals et al. (2012) e Scano et al. (2014), indicam que a estabilidade do sistema de DA pode ser presumida quando encontram-se valores de 0,3 a 0,5 para a relação AGV/ALC. As 4 condições acima apresentadas obtiveram valores entre 0,03 e 0,08 para o cálculo dessa relação.

Para a condição 1:1, em todos os parâmetros analisados, um comportamento diferente dos anteriores pode ser observado na Tabela 13.

**Tabela 13 - Alcalinidade, AGV e relação AGV/ALC da condição 1:1.**

Reator	Inicial			Final		
	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc /L)	AGV/ALC
R1	5311,58	183,81	0,04	5064,53	8183,21	1,61
R2	5229,23	189,74	0,04	5188,05	8574,12	1,65
R3	5311,58	189,74	0,04	5435,10	7845,60	1,44
Médias	5284,13	187,77	0,04	5229,23	8200,98	1,57

A batelada iniciou com valores de alcalinidade, conforme indicado pela literatura, no entanto, ao término do período de estudo, a concentração de AGV nos reatores obteve um expressivo aumento. Ao final da batelada a relação AGV/ALC média foi 1,57, muito superior ao indicado como ideal pelos autores já citados, que é até de até 0,5, evidenciando a instabilidade do sistema para esta condição.

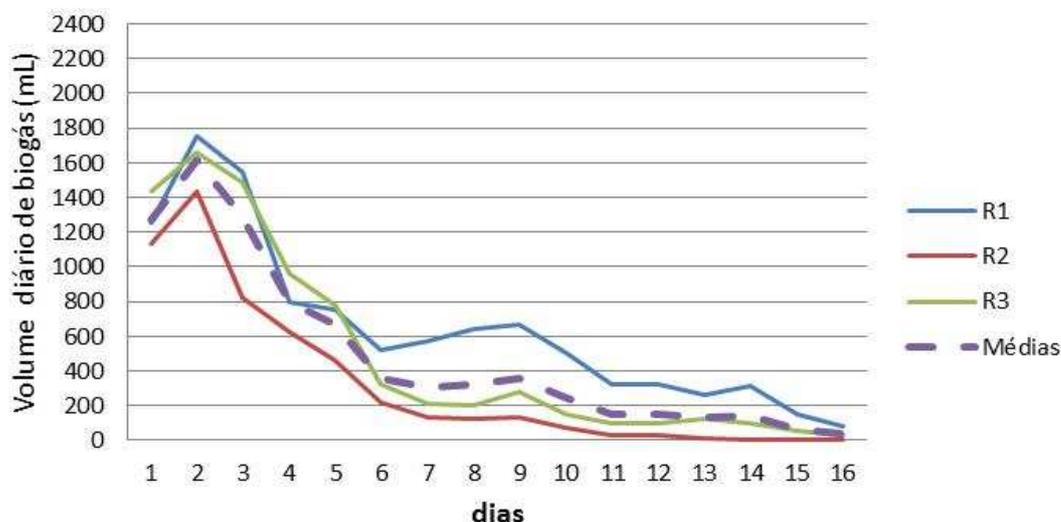
Analisando em paralelo com o comportamento do pH desta condição apresentado na Figura 12, nota-se que este aumento significativo da concentração de AGV ao final da batelada refletiu na queda do pH que chegou à 5,0, momento no qual cessou a produção de biogás. Estes dados evidenciam que a capacidade que os micro-organismos presentes no inóculo possuem de conversão do substrato em biogás foi extrapolada e o reator inativado.

#### **4.5 PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

O biogás produzido diariamente pelos três reatores de cada batelada foi coletado e contabilizado individualmente, e seus perfis diários e acumulado são apresentados neste capítulo. As medições do volume de biogás foram realizadas diversas vezes ao dia, com exceção aos domingos.

Não foi realizado o expurgo do ar atmosférico de dentro dos reatores após a inoculação e antes do fechamento. Segundo o Guia Prático de biogás (2010), devido à presença de bactérias anaeróbias facultativas, a entrada de oxigênio, desde que não seja em excesso, não ocasiona problema, pois o oxigênio é consumido pelas bactérias facultativas antes de causar danos às metanogênicas.

Na Figura 13 são apresentados os volumes diários de biogás medidos para a condição 1:5.



**Figura 13 – Volume diário de biogás produzido na condição 1:5.**

A produção de biogás dos reatores nesta condição atingiu seus máximos valores diários no segundo dia de operação, quando R1, por exemplo, produziu 1,7 L/d de biogás. O pH de operação do sistema, conforme Figura 8 mostrou, situou-se na faixa próxima a 7,1 em média, neste período. Conforme a literatura, este valor é considerado adequado para a produção de biogás, e refletiu nos valores de biogás obtidos. Nesta condição, uma variação significativa no volume produzido entre os reatores foi verificada. Embora as condições em termos de SV aplicada aos três reatores fossem as mesmas (Tabela 7), R2 produziu quase a metade do reator R1. Pode-se creditar este efeito a heterogeneidade do resíduo utilizado como substrato, conduzindo a uma menor quantidade de biogás produzido em comparação com os demais reatores.

O pico de produção de biogás ocorreu para todos os reatores no segundo dia de operação, onde entre eles obteve-se em média de 1,6 L/d. A produção média ainda manteve-se acima de 1L até o 4º dia de inoculação, quando a partir de então, gradualmente começa a reduzir o seu rendimento até finalizar no 18º dia de operação.

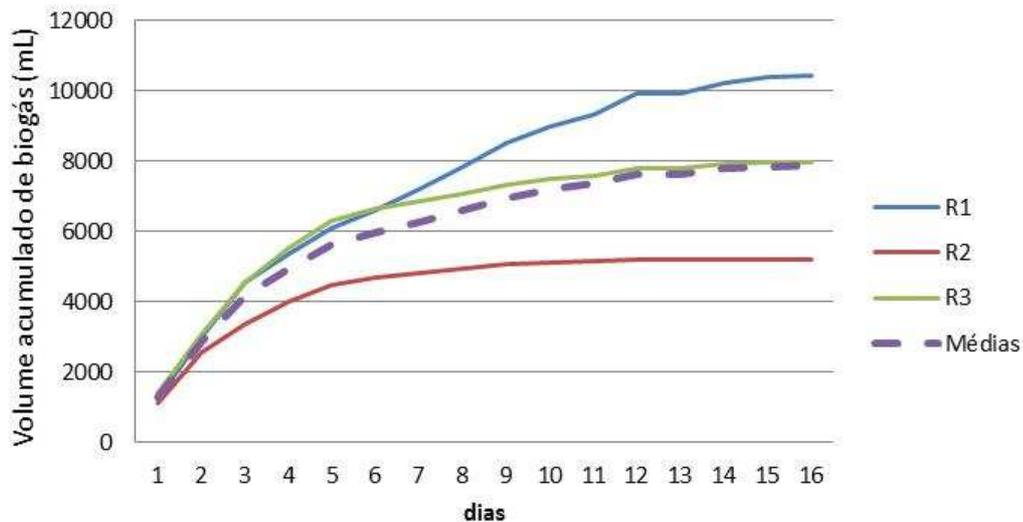
Os rendimentos da produção de biogás em função dos SV inoculados para esta condição em cada reator são apresentados na Tabela 13.

**Tabela 14 – Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:5.**

Reatores	SV inoculado (g)	Biogás total produzido (L)	Volume de biogás/gSV inoculado (L)
R1	11,3604	10,44	0,92
R2	11,7003	5,20	0,44
R3	11,2618	7,98	0,70
Média	11,441	7,89	0,69

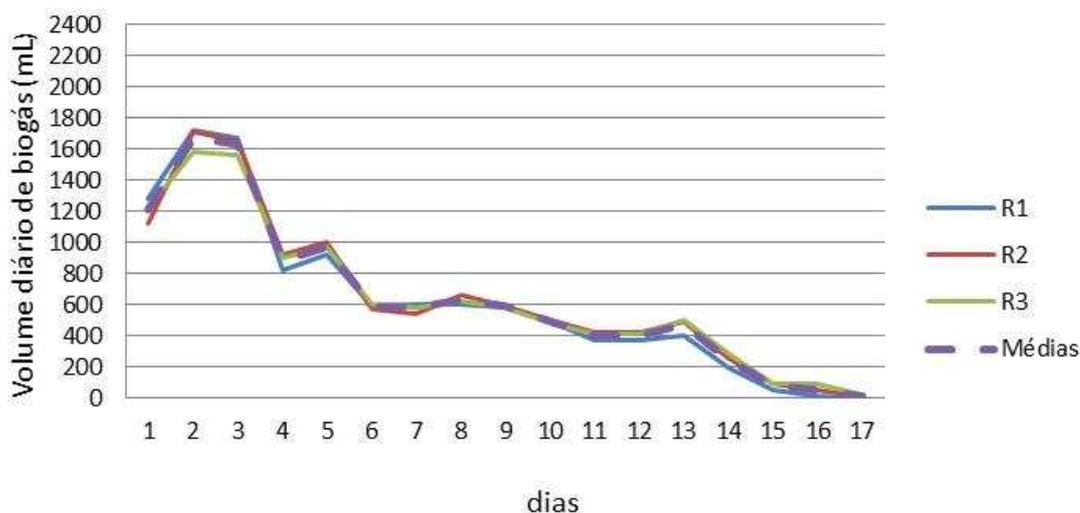
Nesta condição, obteve-se uma produção volumétrica de biogás heterogênea entre os reatores, conforme já comentado anteriormente. Nos reatores R1, R2 e R3, respectivamente, obteve-se um rendimento de 0,92, 0,44 e 0,70 L de biogás/g SV inoculado.

Com relação ao volume total de biogás acumulado nesta condição de operação, a Figura 14 mostra o perfil obtido.

**Figura 14 - Volume acumulado de biogás para a condição 1:5.**

Foram obtidos valores médios acumulados de 7,8L de biogás ao longo dos 18 dias de operação dos reatores nesta condição. A taxa de produção diária média dos reatores foi de 40mL/g SV.d-1, com um aumento neste parâmetro nos primeiros 4 dias após a inoculação.

Ao contrário da condição anterior, a condição 1:4 obteve valores muito semelhantes entre os reatores durante a batelada. Esta homogeneidade está demonstrada na Figura 15, onde o perfil de produção diária de biogás pode ser verificado.



**Figura 15 - Volume diário de biogás produzido na condição 1:4.**

Os valores máximos diários foram medidos em todos os reatores no segundo dia de medições, tal qual a condição 1:5. Ao comparar com o pH, pode-se dizer que para essa condição o máximo da produção foi obtido com pH 7,0, valor que a partir daí, passou a aumentar ao longo da batelada, enquanto a produção reduzia.

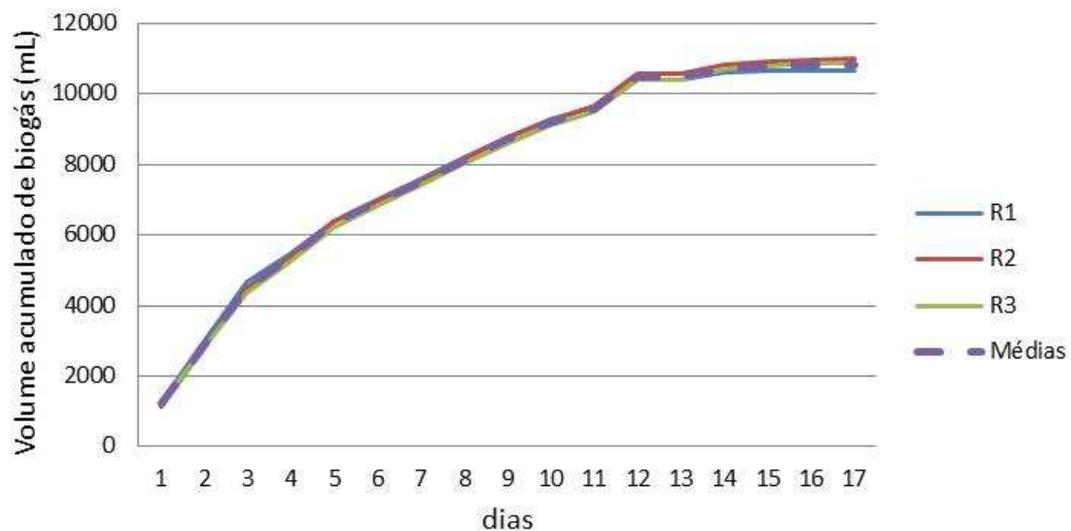
Os rendimentos na produção de biogás acumulado em função dos SV inoculados para esta condição em cada reator são apresentados na Tabela 14.

**Tabela 15 - Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:4.**

Reatores	SV inoculado (g)	Biogás total produzido (L)	Biogás/gSV inoculado (L)
R1	14,792	10,68	0,72
R2	14,758	10,90	0,74
R3	13,859	10,89	0,78
Média	14,470	10,85	0,75

A concentração de substrato em um reator é um dos fatores limitantes do processo. No caso das duas condições acima, a massa de substrato adicionada refletiu na quantidade de biogás produzido, e o aumento na quantidade de SV na alimentação, resultou em aproximadamente 4L a mais de biogás no total, demonstrando que a capacidade de conversão do substrato pelo inóculo na condição 1:5 era superior ao aplicado.

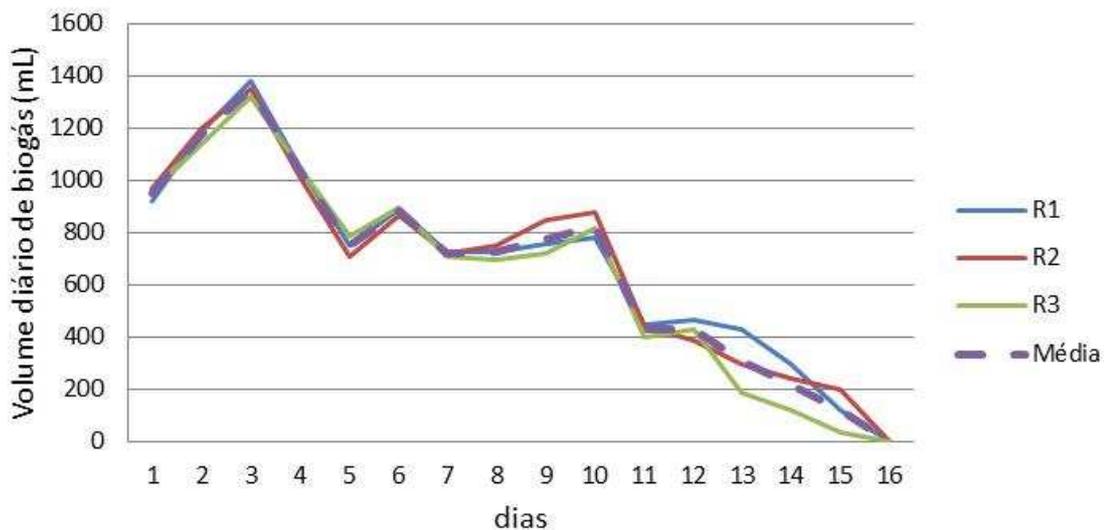
Os valores acumulados de biogás para esta condição de operação seguem demonstrados na Figura 16.



**Figura 16 - Volume acumulado de biogás para condição 1:4.**

Esta condição operou por 19 dias, e a quantidade máxima de biogás obtida foi ao segundo dia, com valores de 1,67 L/d. Observa-se que as diferenças medidas entre os reatores para os parâmetros de alcalinidade e AGV conforme a Tabela 9, não refletiu na produção de biogás, pois entre os três reatores o desvio padrão entre os volumes máximos obtidos foi de aproximadamente 170 mL.

Na batelada 3, a relação de S/I de 1:3 foi aplicada. O comportamento da produção de biogás diária dessa condição está representado na Figura 17.



**Figura 17- Volume diário de biogás produzido na condição 1:3.**

A produção de biogás nos reatores operados nessa condição teve seu pico no terceiro dia de operação, com volume diário alcançando valores médios de 1,35 L/d. Após

este pico a produção começou a declinar até o quinto dia. No sexto dia de medições, a produção começou a aumentar, atingindo valores próximos 0,9 L/d, porém, com uma maior variação nos volumes e assim seguiu até o décimo oitavo dia de operação, onde não houve mais produção de gás pelo sistema.

Ao se buscar os demais parâmetros medidos para justificar a queda na produção de biogás no quinto dia, não foi obtida uma resposta conclusiva. Todos os reatores apresentaram a queda no mesmo período, no entanto o pH médio do sistema nesse período foi em torno de 7,0, considerado apropriado, só podendo-se creditar à um erro de leitura. A queda também não impactou no teor de metano do biogás produzido, que se manteve próximo aos 67%.

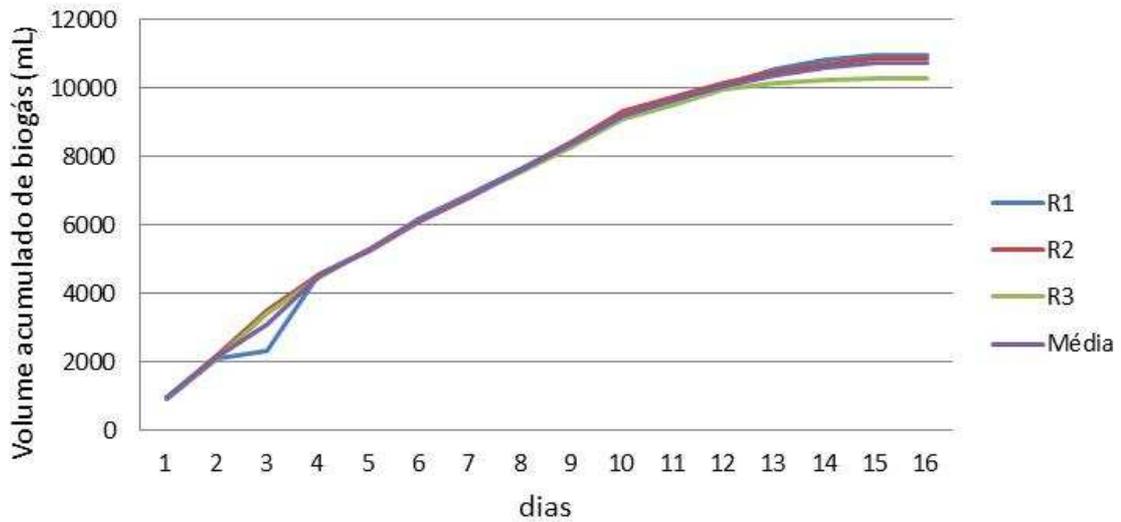
Com relação ao biogás acumulado ao longo do tempo para esta condição, os valores obtidos em cada reator são apresentados na Tabela 15.

**Tabela 16 - Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:3.**

Reatores	SV inoculado (g)	Biogás total produzido (L)	Biogás/gSV inoculado (L)
R1B	15,241	10,62	0,69
R2B	15,922	10,48	0,66
R3B	15,370	9,89	0,64
Média	15,511	10,33	0,66

No caso desta condição, a maior relação de SV aplicada ao reator não refletiu em um acréscimo do rendimento na produção de biogás. Comparado com a batelada anterior, esta obteve um rendimento médio de 0,6 L/gSV, contra os 0,75 L/gSV da condição 1:4. Conforme demonstrado na Figura 17, este volume inferior pode ter sido em decorrência da queda da produção no quinto dia de operação, que não foi capaz de ser retomada no restante do período de operação.

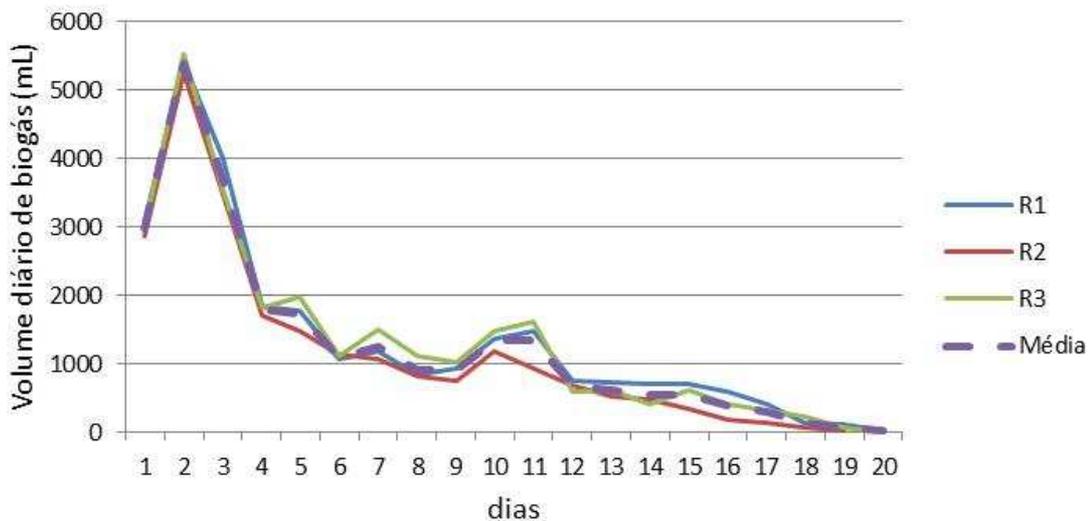
Os valores acumulados do biogás produzido para esta condição estão representados na Figura 18.



**Figura 18 - Volume acumulado de biogás para condição 1:3.**

Os reatores operaram por 18 dias, um a menos que a condição 1:4. Este período de operação inferior poderia ser cogitado como uma das razões para o menor volume de biogás medido nessa condição em comparação com a anterior, porém é pouco provável, pois a taxa de produção de biogás para essa condição foi inferior que a condição anterior, com uma diferença em torno de 0,1 L/d.

O monitoramento do biogás produzido diariamente na condição 1:2 segue ilustrado na Figura 19.



**Figura 19 - Volume diário de biogás produzido na condição 1:2.**

Esta condição apresentou seu maior volume de biogás ao segundo dia de operação, alcançando 5,4 L/d de biogás em média. Conforme a Figura 11, neste mesmo

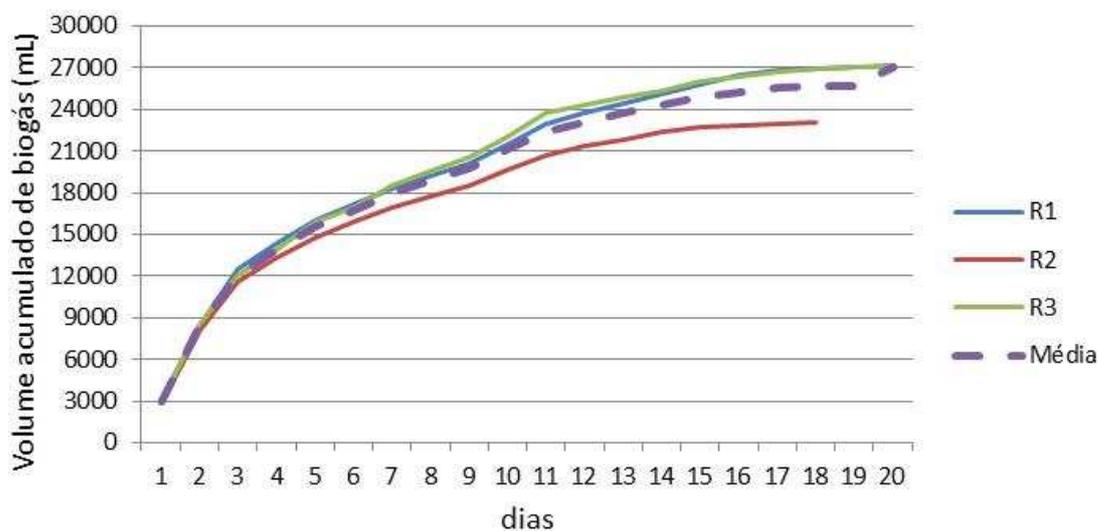
período, houve uma queda no pH do sistema, que passou de 7,6 a 6,6 em média. A queda foi creditada à alta produção de AGV nestes primeiros dias de operação, e sendo assim, em função da grande disponibilidade de AGV utilizado como substrato, a máxima produção de biogás nessa condição foi obtida.

Os dados que relacionam as quantidades de SV adicionados ao volume de biogás produzido são apresentados na Tabela 16.

**Tabela 17 - Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:2.**

Reatores	SV inoculado (g)	Biogás total produzido (L)	Volume biogás/gSV inoculado (L)
R1A	28,872	27,13	0,94
R2A	29,797	23,09	0,77
R3A	28,620	27,03	0,94
Média	28,872	25,75	0,89

De acordo com a Tabela 16, esta condição apresentou rendimento médio de 0,89 L de biogás para cada grama de SV contido no substrato. O comportamento dos volumes acumulados produzidos está ilustrado graficamente na Figura 20.

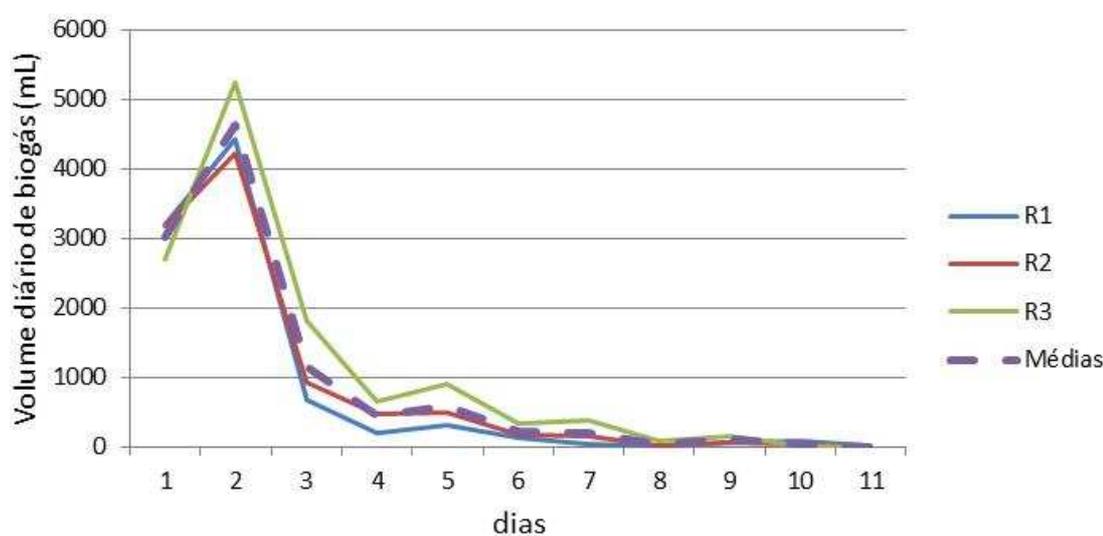


**Figura 20 - Volume acumulado de biogás para condição 1:2.**

Ao analisarmos o término da batelada, ou seja, a interrupção na produção de biogás, duas hipóteses podem ser consideradas. A primeira relaciona-se ao consumo de todo o substrato disponível pelas bactérias do sistema. A segunda hipótese, relaciona-se aos elevados valores de pH para sistemas anaeróbios, que atingiram 8,2 nos últimos dias de operação. De

acordo com a literatura, a elevação do pH é ocasionada pelo mecanismo natural de tamponamento do sistema, principalmente pela conversão de proteínas presentes no substrato, a nitrogênio amoniacal, que eleva os valores de pH do meio. Em concentrações acima de 150 mg de  $\text{NH}_3/\text{L}$  este Nitrogênio amoniacal é tóxico para as bactérias, podendo conduzir à inibição da metanogênese. (METCALF & EDDY, 1991). Neste estudo não foi possível analisar os teores de Nitrogênio, mas conforme acima descrito, por tratar-se de um comportamento natural do processo, esta hipótese não pode ser descartada.

A condição 1:1, foi a condição com a maior quantidade de SV aplicada em relação ao inóculo disponível e menor volume de biogás produzido. Como resultado, os volumes de biogás produzidos diariamente estão demonstrados na Figura 21.



**Figura 21 - Volume diário de biogás produzido na condição 1:1.**

Esta condição teve seu desempenho afetado pela queda do pH a partir da inoculação, conforme demonstrado na Figura 12. Ao se comparar as duas figuras (12 e 21), observa-se que a produção de biogás em maior quantidade, ocorreu enquanto o pH dos reatores ficou acima de 5,4, o que ocorreu até o quarto dia de inoculação. A influência do pH na produção de biogás fica evidente, quando do quarto ao quinto dia, um aumento no pH de 5,2 para valores próximos a 5,7, elevou o rendimento de produção de biogás. Entretanto, este aumento não foi capaz de retomar a produção de biogás que segue em queda até finalizar 12 dias após a inoculação. Posteriormente será demonstrado os efeitos da acidificação do sistema, também no teor de metano do biogás produzido.

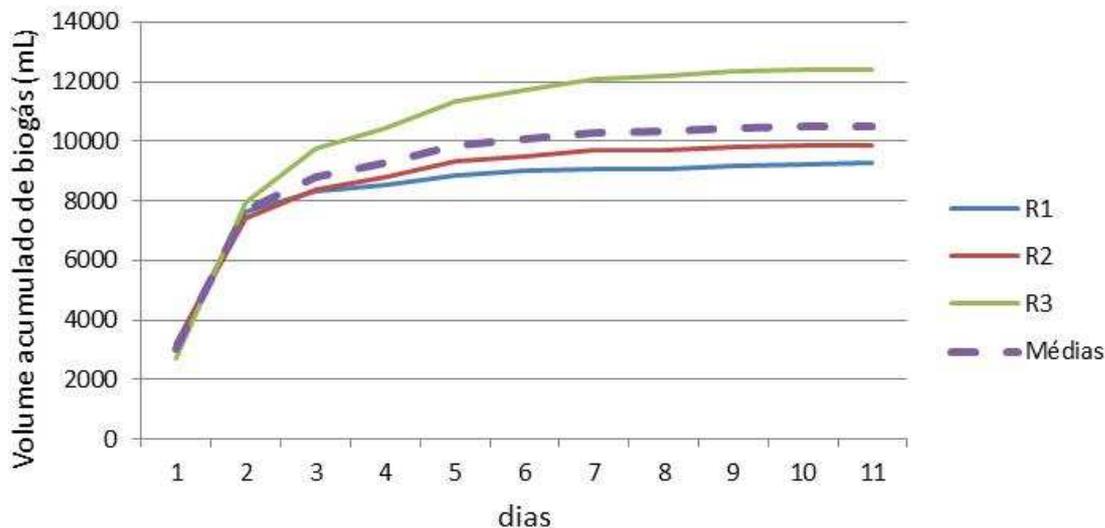
A Tabela 17 apresenta os quantitativos de produção de biogás, referentes a esta condição de inoculação.

**Tabela 18 - Produção de biogás em função dos SV aplicados à condição 1:1.**

Reatores	SV inoculado (g)	Biogás total produzido (L)	Volume biogás/gSV inoculado (L)
R1A	56,697	9,27	0,16
R2A	56,711	9,85	0,17
R3A	57,995	12,42	0,21
Média	57,134	10,51	0,18

A maior massa de SV aplicada aos reatores não resultou em uma maior quantidade de biogás produzido, pelo contrário. Nesta condição, o menor rendimento na produção de biogás em função dos SV inoculados foi de 0,18L/gSV. A concentração de AGV, o baixo TRS e o pH ao final da batelada, demonstram que a quantidade de inóculo presente, não foi adequada para a conversão em biogás da massa de SV do substrato adicionada, sobrecarregando os reatores e levando a inativação do sistema.

O volume acumulado de biogás produzido nesta condição segue ilustrado na Figura 22.

**Figura 22 - Volume acumulado de biogás para condição 1:1.**

Os volumes de biogás obtidos em todas as condições operadas demonstraram ter sido influenciados pelo pH, o qual está relacionado com a relação S/I aplicada, pois devido à alta produção de AGV nos estágios iniciais da DA, o pH do sistema decresceu. As razões AGV/ALC medidas nas bateladas de 1 a 4, corresponderam a volumes de 0,68 a 0,89 L de biogás/g SV inoculado. Já para a condição 1:1 a razão AGV/ALC final foi de 1,6, e a

produção de biogás de 0,18L/g SV, confirmando a influência desse fator na produção de biogás do sistema.

Liu et al. (2009), estudou a influências de diferentes relações S/I (1,6, 3,1, 4,0 e 5,0) para a digestão anaeróbia termofílica de RA. O autor verificou que o aumento na relação S/I, influenciou negativamente o rendimento na produção de biogás, pois à medida que as relações aumentaram o rendimento da produção de biogás reduziu. Estes resultados são similares aos observados neste estudo, pois também foi verificada uma queda de produção de biogás com o aumento da relação S/I.

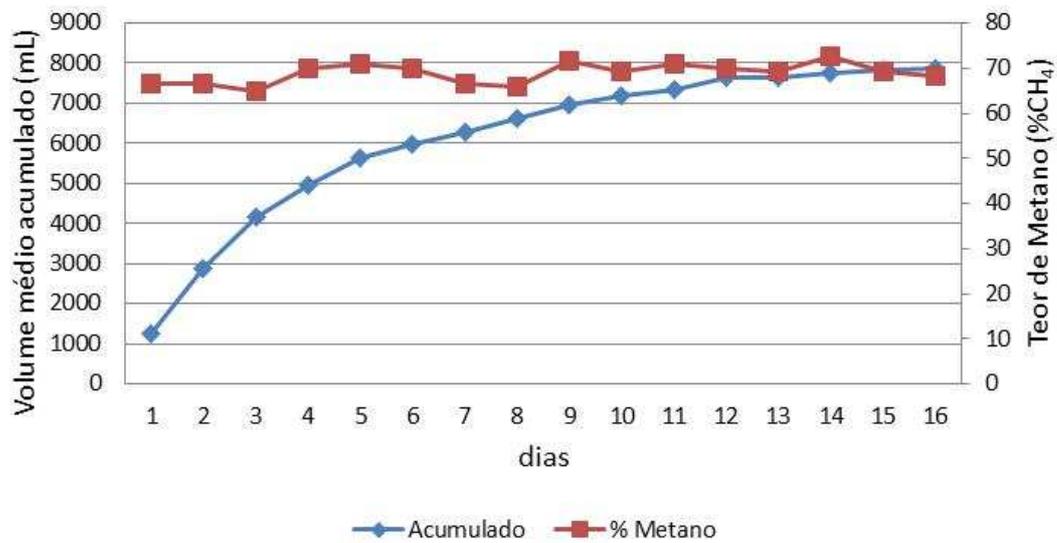
Conforme citado anteriormente, as sucessivas alimentações a que parte do inóculo utilizado sofreu contribuíram favoravelmente para a estabilização do mesmo. No caso da condição 1:1, a última a ser conduzida, este alto grau de estabilidade atribuído ao inóculo, não foi capaz de manter o sistema estável, e de evitar a acidificação do sistema, indicando que a capacidade do mesmo em se manter estável, devido à alta massa de SV aplicada, foi extrapolada.

#### **4.6 TEOR DE METANO**

O teor de metano no biogás produzido foi monitorado diariamente, com exceção dos domingos. De forma geral, pode-se perceber neste estudo, que os teores de metano produzidos em cada condição foram afetados pela quantidade de SV aplicada, para o inóculo contido nos reatores em cada condição.

No APÊNDICE 1, todos os rendimentos de biogás e metano dos reatores em função da massa de SV aplicadas são apresentados. De acordo com Chynoweth et al. (1996, apud, Barcelos, 2009), uma produção típica de biogás gerado pela FORSU é de 0,4 L/gSV adicionado, e a sua composição é de 55% de metano e 45% de CO<sub>2</sub> (CNTTP). Neste estudo, com exceção da condição 1:1, valores superiores ao indicado pelos autores foram alcançados para as condições de 1:5 a 1:2 situando-se entre 0,69 e 0,89 L/gSV.

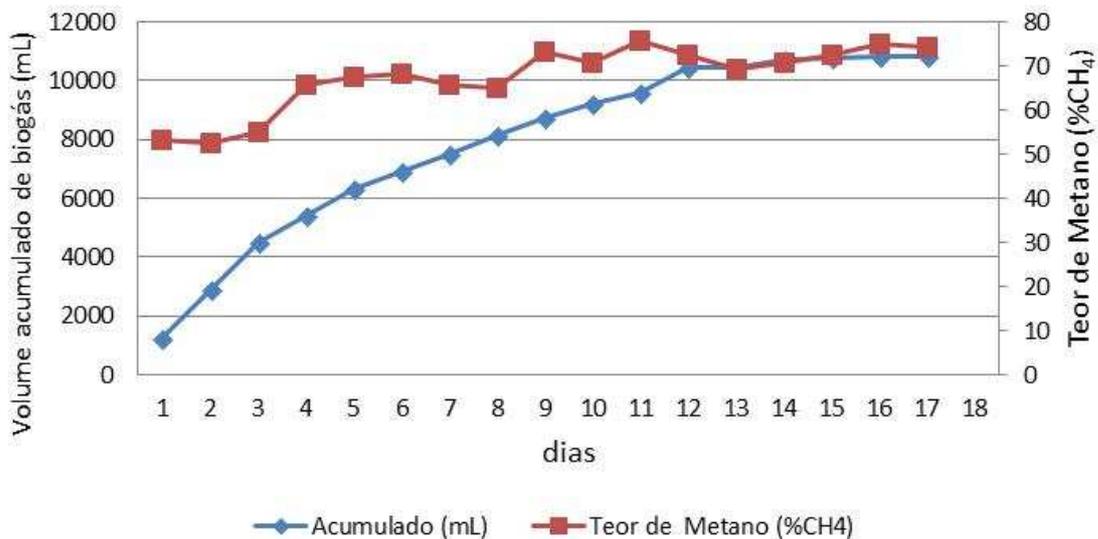
Na Figura 23, o teor de metano no biogás, bem como os volumes de biogás acumulados para a relação 1:5 são apresentados.



**Figura 23 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:5.**

Nesta condição, os teores médios de metano produzidos situaram-se na faixa de 70%, atingindo valores mínimo de 66% em média, e valores máximos de 72,5% em média. Em termos de rendimento de produção de metano em função dos SV inoculados, obteve-se em média 0,48 L/g SV, entre os três reatores.

Para a condição 1:4, inicialmente obtivemos valores inferiores aos teores de metano do que a condição 1:5, conforme segue ilustrado na Figura 24.



**Figura 24 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:4.**

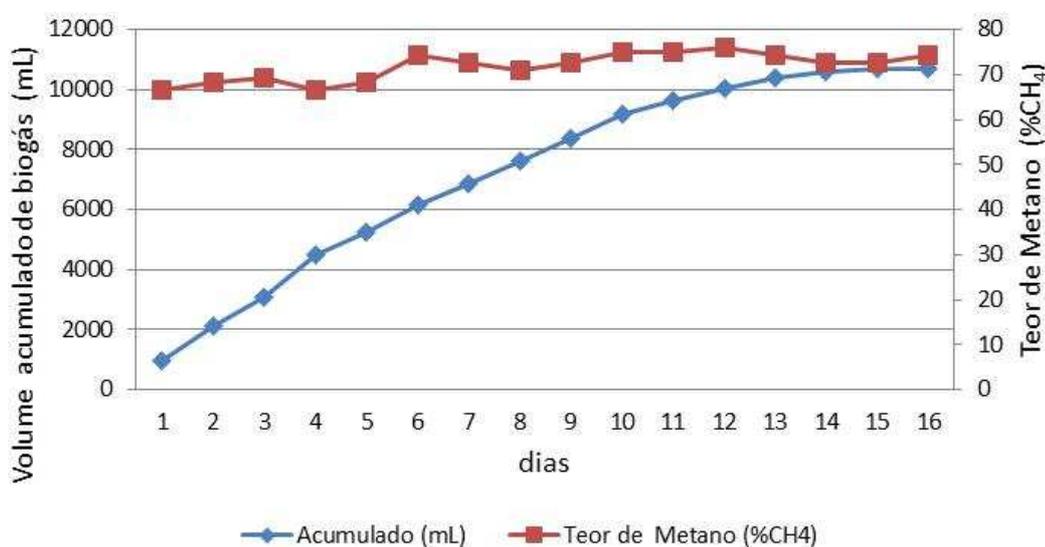
O menor teor inicial de metano obtido nesta batelada, em comparação à anterior, pode ser decorrente de alguns fatores. O resíduo estudado conforme a Tabela 5 apresenta

características ácidas. Na condição 1:4, uma maior massa deste resíduo foi inoculada, em comparação a batelada 1:5, logo, um maior teor de AGV, em função desse resíduo foi adicionado ao sistema. O pH médio inicial dessa batelada ficou abaixo de 7,0, portanto mais baixo que o da primeira condição que foi próximo a 7,1.

Estes teores de metano mais baixos ocorreram apenas nos primeiros três dias, que pode-se ver na Figura 24, período onde o rendimento máximo de produção de biogás foi alcançado. Isto demonstra que uma alta produção de biogás, não reflete na qualidade do mesmo, e que não se devem cessar os estudos para se otimizar estas condições. Após este período inicial, os teores de metano elevam-se acima de 65%, e assim permanecem até o final da batelada, alcançando valores máximos de 75% em média.

Esta condição obteve um rendimento médio de produção de metano de 0,15 L/g SV, superior a primeira condição onde obteve-se 0,47 L/gSV. O volume total de metano produzido nesta batelada também foi superior, obtendo-se um volume total médio de metano de 7,3 L para a condição 1:4, e pra a condição 1:5 5,4 L.

Na condição 1:3, a produção de metano em função da produção de biogás pode ser vista na Figura 25.



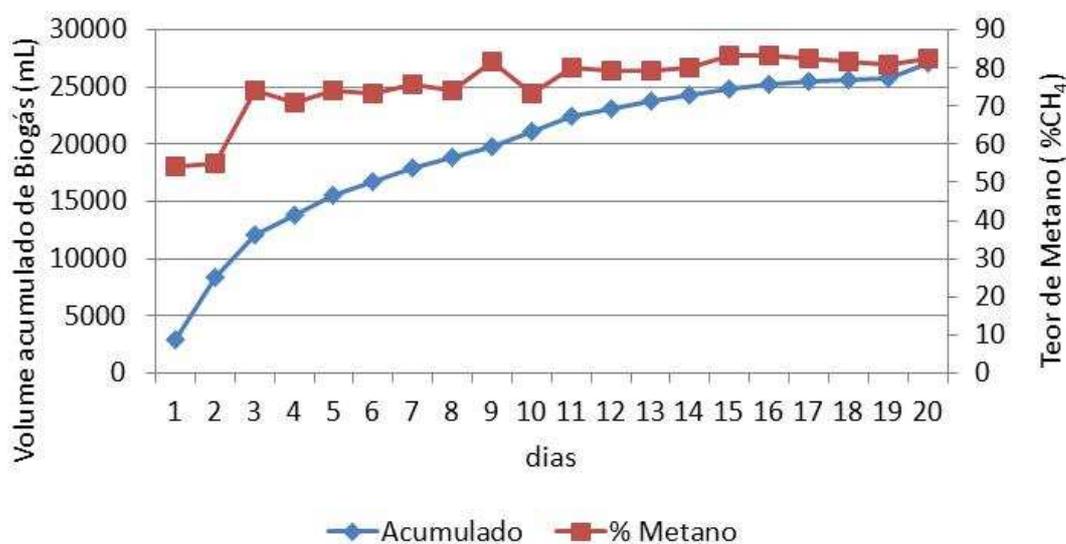
**Figura 25 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:3.**

Neste caso, mesmo com a maior massa de SV aplicada, a concentração de metano no biogás produzido inicialmente foi de 67%, superior à condição 1:4, que foi de 54% de CH<sub>4</sub>. Este fato pode ser atribuído à alcalinidade inicial do sistema que era de 4,9 g/L CaCO<sub>3</sub> com um pH médio de 6,6. Em comparação, a condição 1:4 possuía uma alcalinidade de 2,6

g/L  $\text{CaCO}_3$  e pH 7,7. Semelhante às duas primeiras condições, o volume de biogás acumulado nos 4 primeiros dias, não refletiu em maiores teores de metano, uma vez que estes teores aumentaram quando as taxas de produção decrescem e o pH atinge faixas acima de 7,4.

Ao final do experimento, o teor médio de metano obtido a partir do biogás produzido pelos três reatores foi em torno de 72%. Este valor é superior às condições 1:5 e 1:4, que obtiveram teores médios de 69% e 67%, respectivamente. Em termos de rendimento da produção de metano, a condição 1:3 alcançou 0,44L/g SV.

Na condição 1:2, foi verificado que os teores de metano obtidos aumentaram ao longo dos dias de operação. Nesta condição, a massa de SV aplicada também pode ter influenciado os teores de metano logo após a inoculação, porém de forma semelhante à 1:3, uma boa condição de tamponamento, não permitiu o decréscimo do pH e inativação do sistema. Este comportamento pode ser verificado na Figura 26.



**Figura 26 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:2.**

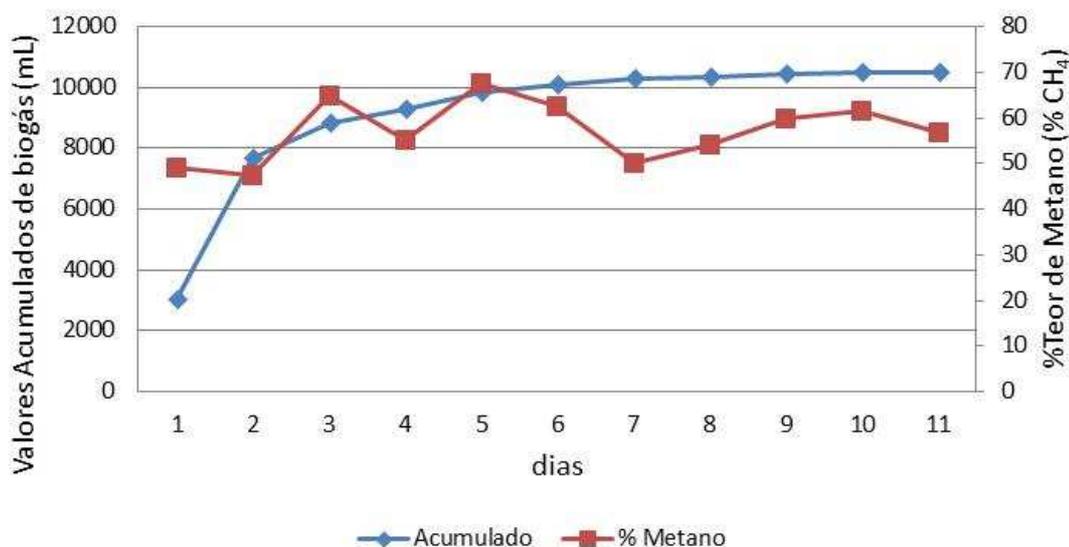
Os teores mais altos foram obtidos nos últimos dias do experimento, com valores médios de 83% de metano, e com pH acima de 8,0. De forma semelhante às outras bateladas, durante os três primeiros dias, quando as máximas taxas de produção de biogás são atingidas, os menores teores de metano são obtidos, próximos 55% de  $\text{CH}_4$ . Após este período estes valores se estabilizaram e permaneceram até o final do experimento, próximos a 75%.

Outros autores encontraram comportamentos semelhantes quanto ao rendimento da produção de metano. Zhang et al. (2007), conduziu a DA de resíduos alimentares a 50°C com duas cargas iniciais de alimentação. Nos primeiros 5 dias para ambas cargas, a produção

de metano foi mais baixa, alcançando seu pico de rendimento após o 6 dia. Sendo assim, o autor concluiu que os melhores rendimentos foram obtidos após o sistema superar a fase inicial de choque de carga, devido à cumulativa produção de AGV.

Barcelos (2009) cita que um dos parâmetros que indica o equilíbrio da digestão anaeróbia é a produção alta e estável de  $\text{CH}_4$ . Na média, esta condição foi a que obteve o melhor rendimento de metano, com percentual médio de 76%. Tal feito, refletiu em uma produção total de metano de mais aproximadamente 19L, e um rendimento médio de metano de 0,65L/gSV inoculado. Analisando estes resultados com os encontrados para o pH, alcalinidade e AGV, confirma-se o grau de estabilidade que esta condição atingiu.

Na condição alimentada com uma relação S/I de 1:1, os teores de metano obtidos foram inferiores às demais condições de operação. Na figura 27, segue o comportamento dos teores de metano em comparação ao biogás produzido.



**Figura 27 - Volume acumulado de biogás x teor de metano para condição 1:1.**

Em função da acidificação promovida pela alta quantidade de resíduo aplicada nesta condição, comprovada pelos valores de pH demonstrados na Figura 12, esta batelada apresentou o menor volume de biogás obtido, apenas 10,5L na média entre os três reatores. Da mesma forma, os teores de metano foram inferiores em comparação às demais, com valores médios de 57%. Quando a maior quantidade de biogás foi produzida no segundo dia de operação (4,6L), o menor teor de metano no biogás foi medido, atingindo 48%. Em termos de volume total de metano produzido, em função da quantidade de SV na alimentação, esta condição obteve rendimento em média 0,18L/gSV.

Os teores de metano em todas as condições estudadas apresentaram os menores valores durante as máximas taxas de produção de biogás. Uma vez que nas fases iniciais da DA, ocorre a produção de CO<sub>2</sub> como subproduto da degradação do substrato, esse aumento na produção de biogás, e queda na concentração de metano é esperada.

Os resultados observados nesta pesquisa, foram similares ao estudo conduzido por Filizola et al. (2006). Os autores verificaram que nos processos de tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos, a redução na concentração de ácidos graxos voláteis implicou no acréscimo do percentual de metano no biogás gerado.

O comportamento contrário às demais condições da condição 1:1, é creditado à maior massa de SV aplicada, que não foi capaz de manter estável a produção, e levou à acidificação dos reatores. Este comportamento pode ser comparado ao estudo realizado por Liu et al. (2012) onde diferentes massas de SV foram aplicadas de forma crescente à reatores alimentados com FORSU e lodo ativado, em valores de 1,2, 2,4, 3,6, 4,8, 6,0 e 8,0 kgSV/m<sup>3</sup>. Os autores perceberam um aumento linear na produção de metano até 6 kgSV/m<sup>3</sup>, sendo que para 8KgSV/m<sup>3</sup>, essas taxas decresceram, levando-os a crer que as altas concentrações de AGV (acima de 5g/L) nessa condição, levaram à inibição do sistema.

## 5 CONCLUSÃO

Ao final deste estudo, as conclusões abaixo podem ser obtidas.

- As diferentes relações de S/I estudadas demonstraram ter reflexo na estabilidade da DA dos reatores em termos de pH e alcalinidade. As relações S/I de 1:5, 1:4, 1:3 e 1:2 apresentaram comportamento estável quanto a valores de pH, alcalinidade e AGV. Para a condição 1:1 o pH do sistema decaiu atingindo valor de 5,1 que inibiu a DA, reflexo da sobrecarga orgânica nesta condição.
- Os volumes de biogás produzidos foram afetados pela razão AGV/ALC. Quando este valor superou 0,5 a produção de biogás decaiu. Na condição 1:1, a razão final foi de 1,6, e a mesma atingiu taxas de produção inferiores as demais condições.
- A produção inicial de metano em cada reator foi influenciada pela massa de SV aplicada inicialmente. À medida que aumentou a relação aplicada os valores iniciais do percentual de metano no biogás produzido decresceram, aumentando gradativamente após a fase inicial de aclimação (dias 3 a 6) A condição 1:1, não apresentou o mesmo comportamento, não se observando este aumento no teor de metano ao longo do tempo, fenômeno creditado à acidificação verificada nesta condição
- A condição 1:2 foi considerada a melhor condição para se maximizar a produção de biogás. Entre todas as condições estudadas, pois apresentou os maiores volumes de biogás produzido, e o maior rendimento na produção de metano, atingindo 0,65L/gSV.
- A estabilidade do inóculo utilizado, decorrente das sucessivas relações aplicadas, influenciou nos resultados deste estudo. Esta estabilidade foi verificada devido ao aumento progressivo da alcalinidade com as sucessivas inoculações, demonstrando que o grau de adaptação do inóculo contribui para o sucesso da DA.

### 5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Monitorar a alcalinidade e AGV diariamente ao longo do experimento;
- Avaliar a influência das sucessivas alimentações na estabilidade do lodo como inóculo para DA.

- Analisar separadamente os AGV produzidos para identificar e quantificar quais são os principais ácidos produzidos;
- Monitorar os teores de N total, N amoniacal e P do substrato em digestão;
- Estudar condições de operação em faixas de temperatura mais amplas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2013. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf>. Acesso em: 20 de outubro 2014 BRASIL.

ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2014. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>. Acesso em: 10 de agosto 2015 BRASIL.

ABDEL-HADI, M. A. A simple apparatus for biogas quality determination. **Misr Journal of Agricultural Engineering**, v 25, n3, p. 1055- 1066.

AGDAG, O. N; SPONZA, D. T. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 140,p. 75–85. 2007.

ALVES, I.R.F.S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 118f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE. 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). 2012. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd ed., Washington, American Public Health Association Pub., 1935 p.

AQUINO, S.F; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo De Ácidos Graxos Voláteis (AGV) Em Reatores Anaeróbios Sob Estresse: Causas e Estratégias de Controle. **Revista Eng. Sanitária e Ambiental**, v.10, p.152-161, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 10004: Resíduos Sólidos - classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 10006: Gestão da qualidade: diretrizes para a qualidade no gerenciamento de projetos**. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT. NBR 10007: Amostragem de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 13.591: Compostagem – Terminologia**. Rio de Janeiro, 1996.

ASTALS, S.; ARISO, M.; GALÍ, A.; MATA-ALVAREZ, J. Co-digestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study. **Journal of Environmental Management**, v.92, p.1091-1096, 2011.

ASTALS, S.; NOLLA-ARDÈVOL, V.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate. **Bioresource Technology**, v.110, p. 63–70, 2012.

BARCELOS, B. R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 75f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2009.

BHATTACHARYYA, J.K.; KUMAR, S.; DEVOTTA, S. Studies on acidification in two-phase biomethanation process of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 28, p.164–169, 2008.

BOLZONELLA, D.; CAVINATO, C.; FATONE, F.; PAVAN, P.; CECCHI, F. High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study. **Waste Management**, v.32, p.1196–1201, 2012.

BOUALLAGUI, H.; CHEIKH, R. BEN; MAROUANI, L.; HAMDI, M. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. Tunis: **Bioresource Technology**. v. 86, p.85 – 89, 2003.

BOUALLAGUI, H.; CHEIKH, R.B.; MAROUANI, L.; HAMDI, M.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. **Process Biochemistry**, v.39, p. 2143–2148, 2004.

BOUALLAGUI, H.; Touhami, Y.; Ben Cheikh, R.; Hamdi; M. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 989 – 995, 2005.

BORGES, A. C. **Influência da estratégia de alimentação no desempenho do reator anaeróbio em batelada sequencial contendo biomassa imobilizada**. 2003.170p. Dissertação de Mestrado - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2003.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 28. De 27 de julho de 2007. **Diário Oficial da União**, n. 11, 31 de julho de 2007, Seção 1, p. 11. 2007.

BRASIL. **Lei nº. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998** - Dispõe sobre Sanções Penais e Administrativas Derivadas de Condutas e Atividades Lesivas ao Meio Ambiente. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 13 de fev. de 1998.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm)>. Acesso em: 10 out. 2014.

BRASIL. **PLANO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, MMA, 2011**. Versão preliminar <[www.cnrh.gov.br/pnrs/.../versao\\_Preliminar\\_PNRS\\_WM.pdf](http://www.cnrh.gov.br/pnrs/.../versao_Preliminar_PNRS_WM.pdf)> Acesso em: 02 de mai. de 2014.

BURKE, D. A. **Dairy Waste Anaerobic Digestion Handbook**. Environmental Energy Company, EUA, 57 p. 2001.

CABBAI, V.; BALLICO, M.; ANEGGI E.; GOI, D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. **Waste Management**. v. 33. p.1626–1632, 2013.

CARNEIRO, P. H.. **Efeitos da adição de lodo ao inoculo de reator anaeróbio híbrido solido-liquido tratando fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2005.

CASTILLO M. E. F.; CRISTANCHO, D. E.; ARELLANO, A. V. Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. **Waste Management** v. 26, p. 546–556, 2006.

CAVINATO, C.; BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; FATONE, F.; CECCHI, F. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale reactors. **Renewable Energy**. v. 55, p. 260 – 265, 2013.

CHAE, K.J.; JANG, A.; YIM, S.K.; KIM, I.S. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. **Bioresource Technology**. v.99, p.1-6, 2008.

CHEN, Y.G., JIANG, S., YUAN, H.Y., ZHOU, Q., GU, G.W., 2007. Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs. **Water Resources**. v. 41. n. 30, p. 683–689, 2007.

CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*. v.99, p. 4044–4064, 2008.

CHEN, H., MENG, H.J., NIE, Z.C., ZHANG, M.M. Polyhydroxyalkanoate production from fermented volatile fatty acids: effect of pH and feeding regimes. **Bioresource. Technology**. v. 128, p. 533–538, 2013.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores Anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. UFMG, 2 ed. v.5, 246 p. Belo Horizonte, MG. 2007.

CHO, J.K., PARK, S.C. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. **Bioresource Technology**. v. 52. n. 3, p. 245–253, 1995.

NATHAN, C.; PILLAY, P. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. **Renewable Energy**, v 41, 200-209, 2012.

D´ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. **Lixo Municipal: Manual de gerenciamento integrado**. 2 ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

DAHIYA, S.; JOSEPH, J. High rate biomethanation technology for solid waste management and rapid biogas production: An emphasis on reactor design parameters. **Bioresource Technology** v. 188, p.73–78, 2015.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**. v. 33. n.4, p. 356-365, 1961.

ELANGO, D.; PULIKESI, M.; BASKARALINGAM, P.; RAMAMURTHI, V.; SIVANESAN, S. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage. **Journal of Hazardous Materials**, v.141, p.301–304, 2007.

FILIZOLA, C. de S. et al. Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. **Agropecuária Técnica**, v. 27, n.1, p. 53 – 62, 2006.

FIRMO, A.L.B. **Análise Comportamental de parâmetros físico-químicos e geração de gás numa célula experimental no Aterro da Muribeca-PE**. Monografia Conclusão de Curso – Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 79 p, 2006.

FIGUEIREDO, N. J. V. **Utilização de biogás de aterro sanitário para geração de energia elétrica** – estudo de caso. 2011. 148f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Programa de Pós-Graduação em Energia. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2011.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FOA. **Food wastage footprint**. Impact on natural resources. Rome, Italy, 2013. Disponível em <<http://www.fao.org/docrep/018/i3347e/i3347e.pdf>>. Acesso em 10 de abril de 2015.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PEREZ, M.; ROMERO, L. I.; SALES, D. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3195-3203, 2007.

GHESLA, P. L.; GOMES, L. P. Comparação entre a eficiência de gestão dos resíduos sólidos urbanos nos municípios de São Leopoldo/RS e Zurique/CH. **In. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES**, Porto Alegre/RS, 2011.

GHESLA, P. L. **Análise de sistemas de gestão de resíduos sólidos urbanos em municípios a partir da experiência das cidades de São Leopoldo/Brasil e Zurique/Suíça**. 2012. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UNISINOS, São Leopoldo, 2012.

GODECKE, M. V., NAIME, R. H., FIGUEIREDO, J. A. S. O consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil. *Rev. Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*. v(8), (1700-1712). 2012. Disponível em: <http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/reget>. Acesso em: 06 de maio de 2015.

GOMES, L.P.; LANGE, L.C.; AMORIM, A.; MIRANDA, L.A.S.; FERREIRA, C.F.A.; MORAVIA, W.G.; GOMES, L.A. **Aplicação de Tratamento Biológico Anaeróbio para Lixiviado de Resíduo Sólido Urbanos**. In: Estudos de caracterização e Tratabilidade de Lixiviado de Aterros Sanitários para as condições brasileiras. PROSAB 5, São Leopoldo, ABES, 360 p. 2009. Disponível em: <[https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5\\_tema\\_3.pdf](https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_3.pdf)>. Acesso em 16 de janeiro de 2015.

GUSTAVSSON, J., CEDERBERG, C., SONESSON, U., OTTERDIJK, R., MEYBECK, A. **Global Food Losses and Food Waste**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. 2011.

GYALPO T. **Anaerobic digestion of canteen waste at a secondary school in Dar es Salaam, Tanzania**. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland. 2010.

HARPER, S. R.; POHLANDER, F. G. Recent Development in Hydrogen Management During Anaerobic Biological Wastewater Treatment. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 28, p. 585-602, 1986.

HEO, N.H., PARK, S.C., KANG, H. Effects of mixture ratio and hydraulic retention time on single-stage anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge. **J. Environ. Sci. Health**. v. 39. n. 7. p. 1739–1756, 2004.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. (IPEA). Notícias. Disponível em: <[http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com\\_content&view=article&id=23085](http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=23085)>. Acesso em 20 outubro de 2014.

JAYASINGHE, P.A.; HETTIARATCHI, J.P.A.;MEHROTRA, A.K.;Kumar, S. Effect of enzyme additions on methane production and lignin degradation of landfilled sample of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v.77, p.9-18, 2001.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v. 31, n. 8, p. 1737-1744, 2011.

KHANDEWAL, K. C.; S. S. MAHDI. **Biogas technology: practical handbook**. New Delhi: Tata McGraw-Hill, p. 51-, 1986.

KIELY G, TAYFUR G, DOLAN C, TANJI K. Physical and mathematical modeling of anaerobic digestion of organic wastes. **Water Resource**, v. 31. n. 3. p. 534 – 540, 1997.

KIM, J.K.; OH, B. R.; CHUN, Y. N.; KIM, S. W. Effects of Temperature and Hydraulic Retention Time on Anaerobic Digestion of Food Waste. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. v. 102, n. 4, p. 328–332, 2006.

KOMEMOTO, K.; LIM, Y.G.; NAGAO, N.; ONOUE, Y.; NIWA, C.; TODA, T. Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. **Waste Management**, v.29, p. 2950–2955, 2009.

KONDUSAMY, D. KALAMDHAD, A.S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, n. 2, p. 1821–1830, 2014.

KJELDSSEN, P.; CHRISTENSEN, T.H. Leaching tests to evaluate pollution potential of combustion residues from an iron recycling industry. **Waste Management & Research**, v. 8, p. 277-292, 1990.

KUNZ, A. Tratamento de dejetos: desafios da suinocultura tecnificada. *Suinocultura Industrial*, v. 188, n. 3, p. 28 – 30, 2005.

LAY, J. J., LI, Y.Y., NOIKE, T. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. **Water Resource**. v.31, n.6, p. 1518–1524, 1997.

LAY, J. J.; LI, Y. Y.; NOIKE, T.; ENDO, J.; ISHIMOTO, S. Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solid organic waste. **Water Science Technology**, v. 36, p.493-500, 1998.

LEE, W. S., CHUA, A.S.M., YEOH, H.K., NGOH, G.C. A review of production and applications of waste-derived volatile fatty acids. **Chemical Engineering**. v. 235, n.1, p. 83–99, 2014.

LEITE, V. D; POVINELLI, J. Comportamento dos sólidos totais no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos e industriais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 3, p. 229, 1999.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T.; PRASAD. S. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos, **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 9, p. 280, 2004.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUZA, J. T.; PRSAD,S.; SILVA, S.A. Tratamento anaeróbio de resíduo sólido orgânico com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.2, p. 190-196, Campina Grande/PB, 2009.

LETTINGA, G. **Anaerobic digestion and wastewater treatment systems**. Antonie van Leeuwenhoek. v. 67, p. 3-28, 1995.

LETTINGA, G., HULSHOF POL, L. W. & ZEEEMAN, G. **Biological Wastewater Treatment**. Part I: Anaerobic wastewater treatment. Wageningen agricultural university, ed January, 1996.

LI, Y. F.; REN, N. Q.; CHEN, Y.; ZHENG, G.Z. Ecological mechanism of fermentative hydrogen production by bacteria. **International Journal of Hydrogen Energy**. v. 32, p. 755 – 760, 2007.

LI, Y.; PARK, S.Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.15, p.821–826, 2011.

LIU, G; ZHANG, EL-MASHAD, H.M., DONG, R. Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes, **Bioresource. Technol.** v. 100, n.21, p. 5103–5108, 2009.

LIU, X.; WANG, W.; SHI, Y.; ZHENG, L.; GAO, X.; QIAO, W.; ZHOU, Y. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste and waste activated sludge in China: Effect of organic loading rate. **Waste Management**. v. 32, p. 2056–2060, 2012.

LIMA, A.M.F. **Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil: Inserção e perspectivas**. 2007. Dissertação (Mestrado Profissional em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) – Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia - UFB, Salvador. 2007.

MALINA, J. F.; POLLAND, F. G. **Designs of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes**. Ed. W. W. Eckenfelder, J. F. Malina e J. W. Paterson. Pennsylvania, USA. v. 7, Cap. 1, 213 p. 1992.

MAROUANI, L.; BOUALLAGUI, H.; BEN CHEIKH, R.; HAMDI, M. Biomethanation of green wastes of wholesale market of Tunis. In: **Proceedings of the International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management**. p. 318–23, 2002.

MATA-ALVAREZ, J. et al. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 74, p.3 - 16, 2000.

MATA-ALVAREZ, J. **Biomethanization of Organic Fraction of Municipal Solid Waste**, IWA Publishing, London, 2003.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M.S; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.36, p.412-427, 2014.

METCALF & EDDY. **Waste engineering: Treatment, disposal, reuse**. 3 ed., McGraw-Hill, New York, 1334 p. 1991.

METCALF & EDDY; **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 4<sup>a</sup> ed., New York, McGraw Hill Book, 1819 p. 2004.

McCARTY, P. L. Energetics and bacterial growth in organic compounds in aquatic environments, In: **Faust, S. D. e Hunter, J. V., New York, Marcel Dekker Inc., 1971**.

MONTEGGIA, L. O.; BEAL, L. L.; LUCA, S. J. Requerimento de alcalinidade em processos biológicos anaeróbios. In: **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 25, 1996, México**. AIDIS, Consolidación para el desarrollo, México, D.F, 1996. p. 1-4.

MONTEIRO, J.H.P.; ZVEIBIL, V.Z. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MONTERO, B.; MORALES, J.L.G.; SALES, D.; SOLERA, R. Evolution of butyric acid and the methanogenic microbial population in a thermophilic dry anaerobic reactor. **Waste Management**, v.30, p.1790–1797, 2010.

NAIK, L.; GEBREEGZIABHER, Z.; TUMWESIGE, V.; BALANA, B.; MWIRIFI, J.; AUSTIN, G. Factors determining the stability and productivity of small scale anaerobic digesters. **Biomass and Bioenergy**, v. 30, p. 1-7, 2014.

NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Influence of inoculum activity on the biomethanization of a kitchen waste under different waste/ inoculum ratios. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2019-2024, 2004.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. São Paulo: Nobel, 1986.

PAES, R. F. C. **Caracterização do Chorume Produzido no Aterro da Muribeca-Pe**. 2003. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.

PANG, Y.Z.; LIU, Y.P.; LI, X.J.; WANG, K.S.; YUAN, H.R. Improving biodegradability and biogas production of corn stover through sodium hydroxide solid state pretreatment. **Energy & Fuels**, v.22, n. 4, p. 2761–2766, 2008.

PINTO, D. M. C. L. **Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, 175 p. 2000.

RAPOSO, F.; BORJA, R.; MARTÍN, M. A.; MARTÍN, A.; DE LA RUBIA, M. A.; RINCÓN, B. Influence of inoculum–substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 149, n. 1, p. 70-77, 2009.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 861-877, 2012.

REICHERT, G.A. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. **In. 23º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental ABES**, Campo grande/MS, 2005.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. 2012.79f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Caruarú, PE. 2012.

REMPEL, N. **Biodigestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos consorciado com glicerina**. 2014. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2014.

RIZK, M., BERGAMASCO, R.; TAVARES C. Anaerobic co-digestion of fruit and vegetable waste and sewage sludge. **International Journal of Chemical Reactor Engineering**, v.5, n.1, 2007.

SÃO LEOPOLDO. Dados da cidade de São Leopoldo. Disponível em: <<http://www.saoleopoldo.rs.gov.br/home>>. Acesso em: 10 set. 2014.

SAKUMA, A. C. **Desenvolvimento e análise experimental de biodigestores modulares de baixo tempo de residência.** 2013. 118p. Dissertação (Mestrado em Engenharias) Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2013.

SCANO, E. A.; ASQUER, C.; PISTIS, A.; ORTU, L.; DEMONTIS, V.; COCCO, D. Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: Experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant. **Energy Conversion and Management**, v. 77, p. 22-30, 2014.

SCHIEVANO, A.; D'IMPORZANO, G.; MALAGUTTI, L.; FRAGALI, E.; RUBONI, G.; ADANI, F.. Evaluating inhibition conditions in high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5728-5732, 2010.

SCHNEIDER, D. F. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos de São Leopoldo-RS.** 2012. 82p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Ambiental) - Curso de Engenharia Ambiental. Universidade Luterana do Brasil, Canoas, RS, 2012.

SHARMA, V. K. et al. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. **Energy Conversion & Management**, v. 43, p.63-75, 2000.

SILVA, M. C. P. S. **Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para a partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares.** 2014. 98f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, MG. 2014.

SILVA, W. R. **Estudo Cinético do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Vegetais.** 2009. 159 f. Tese (Doutorado Química Analítica) Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa/PB, 2009.

SOSNOWSKI, P. et al. Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 5731 – 5737, 2008.

STROOT, P. G; MCMAHON, K.D.; MACHIE, R.I.; RASKIN, L. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolid under various mixing conditions: I. Digester performance. **Water Research**. v. 35, n.1, p. 1804-1816, 2001.

TCHOBANOGLIOUS, G.T.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. Integrated solid waste management. Engineering principles and management issues”. New York: McGraw-Hill, p. 978, 1993.

TREVISAN, V. **Proposta de metodologia para determinação da atividade hidrogênica específica.** 2012. 173f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2010.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment.** A practical guide for regions with a hot climate, John Willey & Sons, New York, 1994.

VENKATA MOHAN, S., MOHANAKRISHNA, G., SARMA, P.N. Integration of acidogenic and methanogenic processes for simultaneous production of biohydrogen and methane from wastewater treatment. **J. Hydrogen Energy** v. 33, n.9, p. 2156– 2166, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 1. DESA-UFMG, Belo Horizonte. p.243. 1996.

WANG, K; YIN, J; DONGSHENG, S; LI, N. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: Effect of Ph. **Bioresource Technology**, v 161. p. 395-401, 2014.

WARD, A.J.; HOBBS, P.J.; HOLLIMAN, P.J.; JONES, D.L. Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v.99, p.7928–7940, 2008

WIJEKOON, K. C.; VISVANATHAN, C.; ABEYNAYAKA, A. Effect of organic loading rate on VFA production, organic matter removal and microbial activity of a two-stage thermophilic anaerobic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**, v 102. p. 5353-5360. 2011.

XU, H, L.; WANG, J. Y.; TAY, J.W.) A hybrid anaerobic solid-liquid bioreactor for food waste digestion. **Biotechnology Letters**. v. 24, p. 757-761, 2004.

XU, Z.; ZHAO, M.; MIAO, H.; HUANG, Z.; GAO, S.; RUAN, W. In situ volatile fatty acids influence biogas generation from kitchen wastes by anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v 163. (186-192). 2014.

ZHANG, R; EL-MASHAD, H.M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOATE, C.; GAMBLE, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**. v 98, p. 929–935, 2007.

ZHENG, X. J.; YU, H.Q. Biological hydrogen production from anaerobic fermentor at various agitation speeds. **In: 11th IWA World Congress on Anaerobic Digestions**, Brisbane – Australia., p. 193, 2007.

## APÊNDICES



**APÊNDICE 1 – PLANILHA DE RENDIMENTO DOS REATORES EM  
FUNÇÃO DA RELAÇÃO S/I APLICADA.**



Relação Inóculo/substrato	Reatores	Massa de SV adicionada (g)	COV (gSV/L)	Biogás total produzido (L)	Rendimento Biogás (L/gSV inoculado)	Tempo (dias)	Taxa de produção (L biogás/gSV.d)	Teor de metano (%)	Volume de metano acumulado (L)	Rendimento de metano (L CH <sub>4</sub> /gSV)	Taxa de produção (LCH <sub>4</sub> /d)
1:5	R1A	11,360	5,680	10,45	0,92	18	0,051	70,5	7,36	0,65	0,036
	R2A	11,700	5,850	5,20	0,44	15	0,030	68,8	3,58	0,31	0,020
	R3A	11,262	5,631	7,98	0,71	18	0,039	67,5	5,39	0,48	0,027
	Média	11,441	5,720	7,88	0,69	17	0,040	68,9	5,44	0,48	0,028
1:4	R1B	14,792	7,396	10,68	0,72	18	0,040	67,4	7,19	0,49	0,027
	R2B	14,758	7,379	10,99	0,74	19	0,039	65,9	7,24	0,49	0,026
	R3B	13,859	6,930	10,89	0,79	19	0,041	69,0	7,51	0,54	0,029
	Média	14,470	7,235	10,85	0,75	19	0,040	67,4	7,31	0,51	0,027
1:3	R1B	15,241	7,620	10,95	0,72	18	0,040	63,8	6,99	0,46	0,025
	R2B	15,922	7,961	10,88	0,68	18	0,038	66,3	7,22	0,45	0,025
	R3B	15,370	7,685	10,29	0,67	18	0,037	66,2	6,81	0,44	0,025
	Média	15,511	7,755	10,71	0,69	18	0,038	65,4	7,01	0,45	0,025
1:2	R1A	28,872	14,436	27,13	0,94	23	0,041	71,7	19,44	0,67	0,029
	R2A	29,797	14,899	23,09	0,77	23	0,034	73,2	16,89	0,57	0,025
	R3A	28,620	14,310	27,03	0,94	23	0,041	75,3	20,36	0,71	0,031
	Média	29,096	14,548	25,75	0,89	23	0,039	73,4	18,90	0,65	0,028
1:1	R1A	56,697	28,348	9,27	0,16	16	0,010	55,8	5,17	0,09	0,006
	R2A	56,711	28,356	9,85	0,17	16	0,011	57,5	5,66	0,10	0,006
	R3A	57,995	28,997	12,42	0,21	16	0,013	59,5	7,39	0,13	0,008
	Média	57,134	28,567	10,51	0,18	16	0,011	57,6	6,07	0,11	0,007

